



DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA, MINERALOGÍA Y QUÍMICA
AGRÍCOLA

TESIS DOCTORAL:

**COSUSTRATOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN
EDAR URBANAS: PROPUESTA DE FACTORES DE
IDONEIDAD PARA ANALIZAR LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS DE DIGESTIÓN Y EXPERIMENTACIÓN EN PLANTA
PILOTO.**

Presentada por Fernando Santos Estévez Pastor para optar al
grado de doctor por la Universidad de Sevilla

Sevilla, Julio 2018

**COSUSTRATOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN
EDAR URBANAS: PROPUESTA DE FACTORES DE
IDONEIDAD PARA ANALIZAR LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS DE DIGESTIÓN Y EXPERIMENTACIÓN EN PLANTA
PILOTO.**

El Director

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Julián', written in a cursive style.

D. Julián Lebrato Martínez

El Tutor

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Julián', written in a cursive style.

D. Julián Lebrato Martínez



**Programa de Doctorado Recursos Naturales y Medioambiente
RD. 99/2011**

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Fernando Santos Estévez Pastor", is centered on the page.

D. Fernando Santos Estévez Pastor

En recuerdo de mis padres, Santos y Rafaela (†).
Sin ellos nada de esto hubiera sido posible.

Estamos en la vida para ser felices.



Agradecimientos

Agradecimientos

En esencia, uno mismo participa de quienes le han formado, acompañado y con quien comparte la vida.

Entre los aspectos más positivos de la vida misma, está el rodearse de buena gente, como solemos decir en el sur.

He tenido la gran suerte de estar rodeado de ese tipo de buena gente, que me ha ayudado y animado de forma increíble a finalizar este largo camino de la tesis, y su presentación. Sin ellos ninguna de estas palabras que ahora leéis estarían escritas.

A todos ellos mi agradecimiento que se condensa en un:

¡¡¡GRACIAS!!!.

A Julián el director de la tesis, y a los compañeros del TAR Dolores y Carlos: sin sus esfuerzos no hubiera sido posible.

A EMASESA y a su dirección, por su autorización para disponer de la documentación para la tesis doctoral, y poder reflejar una pequeña parte de mi trabajo diario.

A los compañeros de explotación de las EDAR Copero y Tablada, especialmente a Natividad y Eva.

A Marisa, secretaria del departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Ejemplo de dedicación, consideración, paciencia y amabilidad con los alumnos.

Mi recuerdo especial para Ana, la mujer con la que comparto mi vida. Gracias por asumir tantas y tantas horas que te he restado para dedicarlas este trabajo y a mi camino hacia el doctorado, comenzado hace más de 34 años.



ÍNDICE

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Resumen	13
0. Preámbulo	17
1. Introducción	21
1.1. Enfoque de la investigación	21
1.2. Digestión anaerobia	34
1.3. Fundamentos biológicos de la digestión anaerobia	35
1.4. Parámetros que influyen en la digestión anaerobia	40
1.4.1. Tiempo de retención hidráulica (TRH)	40
1.4.2. Temperatura	40
1.4.3. Nutrientes	41
1.4.4. pH	42
1.4.5. Alcalinidad	42
1.4.6. Ácidos volátiles	43
1.4.7. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	43
1.4.8. Componentes inhibidores	44
1.5. Codigestión anaerobia	46
1.5.1. Desarrollo de la codigestión	49
2. Justificación del trabajo	53
2.1. Hipótesis	54
2.2. Objetivo principal	55
2.3. Objetivos secundarios	55
3. Materiales y Métodos	59
3.1. Propuestas de indicadores	59
3.1.1. Propuesta de indicadores para planta piloto	59
3.1.2. Propuesta de indicadores para escala real	63
3.2. Sustratos y cosustratos de estudio	71
3.2.1. Lodo de Depuradora (Fango Mixto)	71
3.2.2. Sangre de matadero	72
3.2.3. Frutas y hortalizas	73
3.2.4. Aguas azucaradas	75
3.2.5. Aguas grasas 1	75
3.2.6. Aguas grasas 2	75
3.2.7. Grasas lácteas	76
3.2.8. Grasas de restaurantes	76
3.2.9. Aguas de fabricación de salsas	76
3.2.10. Aguas de fabricación de biodiesel "Aguas glicerosas"	77
3.2.11. Aguas aromatizadas	77
3.2.12. Lixiviado de vertedero de RNP	77
3.2.13. Efluentes de fabricación de hidrocarburos	79
3.2.14. Lixiviado de vertedero de RSU	80
3.2.15. Residuos del deshuesado de aceituna de mesa	80
3.3. Ensayo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	82

3.3.1.	Aplicabilidad de los test PBM	85
3.3.2.	Objetivos de los test PBM en esta investigación	86
3.3.3.	Procedimiento para la realización de los ensayos PBM	87
3.3.4.	Procedimiento de los ensayos PBM	88
3.3.5.	Componentes de la mezcla PBM	92
3.4.	Reactor Continuo de Mezcla Completa de 56 L. PP2	93
3.4.1.	Tapa del Reactor Anaerobio 56 L. PP2	96
3.4.2.	Baño térmico	97
3.4.3.	Agitación	98
3.4.4.	Sistema de recogida de gases	98
3.5.	Diseño y puesta a punto de la plantas piloto PP1	100
3.6.	Métodos analíticos	106
3.6.1.	Determinación del pH	106
3.6.2.	Determinación de la conductividad eléctrica (CE)	107
3.6.3.	Sólidos Totales (ST): Sólidos totales fijos (STF) y Sólidos totales Volátiles (STV)	108
3.6.4.	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	110
3.6.5.	Determinación de la Alcalinidad Total y Soluble	112
3.6.6.	Alcalinidad Total	112
3.6.7.	Alcalinidad Soluble	113
3.6.8.	Determinación de la acidez total	114
3.6.9.	Producción de Biogás de los PBM	115
4.	Resultados y discusión	119
4.1.	Estudio inicial de residuos	119
4.2.	Ensayos de Codigestión en Planta Piloto PP1. Primera etapa de la investigación	119
4.2.1.	Planta piloto PP1	119
4.2.1.1.	Aguas azucaradas	121
4.2.1.2.	Aguas grasas 1	128
4.2.1.3.	Mezcla de Aguas grasas 1 y aguas azucaradas	135
4.2.1.4.	Aguas grasas 2	143
4.2.1.5.	Grasas lácteas	150
4.2.1.6.	Grasas de restaurantes	158
4.2.1.7.	Aguas de fabricación de salsas	166
4.2.1.8.	Aguas de fabricación de biodiesel "Aguas glicerosas"	173
4.2.1.9.	Aguas aromatizadas	183
4.2.1.10.	Lixiviado de vertedero de RNP	191
4.3.	Ensayos de viabilidad de PBM más planta piloto. Segunda etapa de la investigación	199
4.3.1.	Efluente de fabricación de hidrocarburos	200
4.3.1.1.	Ensayo de viabilidad PBM	200
4.3.2.	Lixiviado de vertedero de RSU	¡Error! Marcador no definido.
4.3.2.1.	Estudio de viabilidad en PBM	¡Error! Marcador no definido.
4.3.3.	Lixiviado de vertedero de RSU	206
4.3.3.1.	Estudio de viabilidad en PBM	206
4.3.3.2.	Ensayo en planta piloto de 56 L, PP2	212
4.3.4.	Deshuesado de aceituna	216
4.3.4.1.	Ensayo de viabilidad PBM	216
4.3.4.2.	Ensayo en planta piloto de PP2	222

5. Conclusiones	235
7. Futuras líneas de investigación	239
7.1. Digestores de sacrificio	239
7.2. Sustratos de alta carga	239
7.3. Estudio económico	241
7.4. Aplicación a pequeñas EDAR	241
7.5. Hidrólisis térmica	242
7.6. Difusión del conocimiento	243
7.7. Conexión con otros proyectos	243
8. Bibliografía	247
Anexo I. Acrónimos	255
Anexo II Normativa	259
Anexo III. Planta piloto de 1 m³	263
Anexo IV. Aplicación de la codigestión en pequeñas EDAR	277



RESUMEN

Resumen

Las EDAR (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) del siglo XXI ya no pueden contentarse únicamente con depurar aguas residuales, producir aguas regeneradas, energía eléctrica, calor y lodos deshidratados. Tienen que convertirse en unas verdaderas biorrefinerías que den lugar a un sinfín de nuevos subproductos (estruvita, bioplásticos, arenas lavadas,...).

Y todo ello debe de hacerse a un coste ambiental positivo y con una huella de CO₂ mínima.

La codigestión, principalmente con residuos de la industria agroalimentaria resulta un reto y una oportunidad. El seguimiento, gestión y certificación de residuos es un hecho.

EMASESA, una de las empresas españolas líder en la gestión pública del ciclo íntegro del agua, también lidera apuesta por la codigestión. Prueba de ello es el número de toneladas de residuos tratadas anualmente en sus EDAR.

El Grupo TAR, especialmente alguno de sus componentes, comenzó a trabajar en codigestión a mediados de los años ochenta del siglo pasado, lo que supone una importante referencia. En los últimos cinco años, la experimentación sobre codigestión ha sido una dedicatoria creciente.

No obstante, a pesar de los numerosísimos trabajos publicados en la última década, muy pocos se han dedicado al estudio en plantas piloto de cierto tamaño (hasta 1000 L), o a escala real en las EDAR.

Ha habido que hacer una labor de diseñar indicadores para el seguimiento de la codigestión a escala piloto, comprobar su cumplimiento, y probarlos a escala real. También ha habido que ayudar al diseño y superar todos los errores que esa primera fase supone.

Toda tarea humana es, necesariamente, susceptible de mejora. Y este trabajo es un caso más: el tiempo y la dedicación lo hubieran mejorado, sin duda. Ahí está, para que sirva de base para otros muchos que puedan venir a superarlo.

Las futuras líneas que se dejan entrever van dirigidas a ello.

La conexión de la codigestión y del propio trabajo en la EDAR, suponen un diario enriquecimiento personal y profesional, y fruto de ello son los variados proyectos que se han cruzado y se entrecruzan con este mismo.

Se estima que los resultados han sido buenos, y este trabajo puede contribuir a que el jefe de planta se sienta más seguro cuando trabaja con codigestión de residuos. Ese precisamente es el objetivo principal de esta tesis: llevar el conocimiento del estado del arte, los indicadores para analizar la producción de biogás, la experimentación con PBM y plantas piloto, al entendimiento de las personas y empresas que debemos de llevar a cabo, día a día, esa importante tarea a escala real. En definitiva, dotar al jefe de planta de una herramienta integral de diagnóstico para evaluar el uso de sustratos en codigestión anaerobia con fangos mixtos de la EDAR, generando confianza en la validez de los ensayos propuestos, como manera de dar respuesta a la lógica inquietud que conlleva la utilización de nuevos sustratos en la alimentación al digestor de la EDAR.

1

Introducción

0. Preámbulo

Cualquier actividad humana, ya sea de forma voluntaria o involuntaria, mediante el desarrollo de actividades domésticas, industriales, o de cualquier otro tipo, interfiere sobre el medioambiente en mayor o menor grado.

Una gran parte de estas interferencias implican una incidencia negativa, con un aporte de contaminación importante a todos los niveles: se emiten enormes cantidades de CO₂ a la atmósfera, se vierten sustancias contaminantes a las aguas y cauces y se depositan en los suelos productos tóxicos o residuos, extraños al propio entorno (Estévez, 2010).

Esta situación ha ocasionado una serie de problemas medioambientales que superan la capacidad de asimilación de la naturaleza, provocando un cambio acelerado en el estado de equilibrio del medio natural, lo que ha motivado una creciente toma de conciencia del problema y una preocupación por su resolución.

La presencia de residuos y sustancias contaminantes (elementos o compuestos químicos) no debe rebasar lo que se denomina “carga crítica de contaminantes” o “carga aceptable de contaminantes”, entendiendo el término como la máxima cantidad de uno o varios componentes que, a largo plazo, no causa efectos dañinos sobre la estructura y función de los ecosistemas, según los conocimientos actualmente disponibles.

Este término fue utilizado por primera vez en 1982, en la Conferencia de ministros de los países escandinavos y fue admitido a finales de los años 80 por la “Convention on long range transboundary air pollution”, como el criterio fundamental para definir estrategias de reducción de emisiones de metales pesados, entre otros compuestos (UNE/ECE, 1990).

Cuando esta carga crítica contaminante es superada, entonces tienen lugar los procesos dañinos o degradativos. Aunque estos fenómenos pueden provocarse de forma natural (erupciones, lixiviados de mineralizaciones...), normalmente nos referiremos a los episodios de contaminación debidos a la intervención humana, como es el caso de los residuos industriales, mineros, urbanos, agrarios..., que contaminan el entorno y los ecosistemas.

En lo que al agua se refiere, resulta ser un elemento vital tanto para el ser humano como para las actividades que desarrolla (agricultura, industria, etc.), por lo que su

contaminación afecta a la cantidad y calidad del agua disponible, sobre todo en casos como los de España, y más concretamente en Andalucía, dada su escasez y el deterioro de la calidad que presentan sus ríos y embalses como consecuencia de los vertidos procedentes de las aglomeraciones urbanas.

Durante su uso, el agua recibe diferentes tipos de sustancias de distinta naturaleza que la contaminan. Si estas aguas usadas, de procedencia doméstica, agrícola e industrial, se devolvieran a los cauces públicos tal cual, los flujos naturales de agua no serían capaces de depurarlas, debido a la acumulación excesiva de contaminantes, algunos de ellos tóxicos para la vida.

La capacidad natural de las masas de agua para autodepurarse, a través de la acción de micro y macroorganismos asociados y de procesos físicos (filtración, sedimentación) y químicos (luz, aireación...) podría –en condiciones normales- devolver al agua sus condiciones “naturales” de sabor, color, turbidez, olor y limpieza.

Sin embargo, el aumento de la población, y en consecuencia el incremento de la contaminación, y el aumento consuntivo de los diferentes usos del agua (menores caudales circulantes) determinan que la capacidad de autodepuración de los cauces sea insuficiente, por lo que se hace necesario realizar tratamientos de depuración del agua antes de su vertido.

Por ello, es necesaria la intervención humana, aquella misma que originó la contaminación, para poder devolver el agua al medio en condiciones aptas para continuar su proceso depurativo de forma natural

El suelo es el medio receptor de los lodos de depuración y el resultante de la interacción de los sistemas atmósfera, hidrosfera y biosfera sobre la superficie de la geosfera; constituye la llamada zona crítica, la parte más dinámica de la tierra.

El hombre ha interaccionado con el suelo desde el comienzo de su existencia. Pero es a partir de la segunda mitad del siglo XX cuando esta influencia se ha multiplicado, provocando efectos cada vez más intensos y extensos (globales), produciendo incluso la alteración de los ritmos naturales.

Uno de los principales procesos degradativos se produce por la influencia y rotura –en determinadas localizaciones geográficas- del equilibrio al que tiende el suelo de forma natural.

En los países desarrollados se tratan, cada vez mayores proporciones de aguas residuales, para reducir sus cargas contaminantes, antes de su vertido al medio natural. Surge así, la necesidad de construir “Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales” (EDAR), para el tratamiento conjunto de una mezcla de aguas domésticas e industriales, a las que se conoce como “aguas residuales urbanas”.

En muchos casos existen instalaciones “Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Industriales” (EDARI), que sólo depuran aguas de procedencia industrial.

La Directiva Europea 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991 (DOCE, 1991), sobre tratamiento de aguas residuales urbanas, modificada por la Directiva 98/15/CE de la Comisión (DOCE, 1998), estableció como objetivo prioritario, la protección del medio ambiente contra el deterioro provocado por los vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de aglomeraciones urbanas (incluyendo las industrias).

Tiempo después, se implantaba un programa de aplicación de la Directiva en España. Dicho programa se materializó en la realización del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, en el año 1995, recogido en el Real Decreto Ley 11/1995 (RD, 1995) y el posterior Real Decreto 509/1996 (RD, 1996) modificado por Real Decreto 24116/1998 (RD, 1998).

La gestión del ciclo íntegro del agua supone la gestión de este elemento esencial desde su captación en los embalses, continuando con la aducción, transporte, potabilización y distribución para el consumo. Finaliza con la etapa de depuración y la devolución del agua a los cauces naturales, reutilizando una parte del agua regenerada para diferentes usos externos e internos de las propias EDAR (uso industrial, riego de praderas y baldeo de viales...).

Esta misma gestión del ciclo íntegro del agua incluye la generación y el aprovechamiento de varias fuentes de energía eléctrica renovable: minicentrales hidráulicas en los embalses y la cogeneración a partir del biogás de digestión generado en las EDAR, así como la correcta gestión de los residuos finales –lodos de depuración–, bien mediante aplicación agrícola directa o bien mediante su transformación en compost.

La depuración de las aguas residuales genera lodos de depuración, para cuya gestión y reutilización se combinan varios procedimientos: aplicación directa en explotaciones

agrícolas, producción de lodos tratados compostados y producción de compost comercializable.

El documento “España Circular 2030. Estrategia Española de Economía Circular” (Gobierno de España, 2018), borrador para información pública aparecido en febrero 2018, editado por el Gobierno de España, a través del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, fue ampliamente respondido con un sinnúmero de observaciones y propuestas, debido al gran interés que los temas relacionados con la denominada “Economía Circular” despiertan actualmente en nuestra sociedad.

En este documento se indica, entre otras muchas cosas, la gran interdependencia entre economía y medioambiente, la participación de todos los recursos existentes en nuestro planeta (aire, agua, suelo y seres vivos) en la Economía Circular (página 8 del documento) y la necesidad de apostar por energías renovables y hacer una gestión de residuos adecuada a largo plazo.

1. Introducción

1.1. Enfoque de la investigación

Por varias razones, las EDAR deben reducir sus costes de energía eléctrica. Además, cada vez esta exigencia es mayor, debido al CO₂ equivalente que se emite a la atmosfera por kWh utilizado.

La digestión anaerobia ofrece un balance positivo de CO₂ por kWh eléctrico generado, ya que se aprovecha el potencial energético del Metano existente en el biogás generado antes de ser oxidado a CO₂, producto final de la materia volátil contenida en los fangos de la EDAR.

En los últimos años, los gestores del ciclo íntegro del agua han visto como la energía ha adquirido mayor importancia en sus costes.

La tendencia constante al alza en el precio de la energía eléctrica y la mayor concienciación social en materia medioambiental está obligando a seguir estrategias de ahorro energético.

En muchas EDAR de nuestro país los digestores anaerobios admiten mayores cargas de materia orgánica que las que realmente se tratan, y aparece aquí una oportunidad de aumentarla, tratando residuos de alta carga orgánica sin coste de amortización de un nuevo reactor, lo que hace sugerente el planteamiento de la codigestión anaerobia.

La codigestión anaerobia es uno de los tratamientos de la línea de fangos de algunas EDAR, que consiste en la digestión anaerobia de una mezcla de dos o más sustratos con características complementarias, de manera que se produzca un aumento en la producción de gas de digestión a través de su tratamiento conjunto.

A más materia orgánica tratada, más biogás obtenido en el digestor, más kWh de energía eléctrica producida, y por ello mejores balances económicos, ambientales y de huella de CO₂ en la suma de todos los procesos que tienen lugar en las EDAR.

Los residuos ingresados en la codigestión como sustratos ajenos a la EDAR, pueden ser líquidos, viscosos y sólidos (estos últimos suelen necesitar un pretratamiento antes de entrar en el digestor). También hay que distinguir los residuos por su procedencia; en

general los de la industria agroalimentaria y ganadera, mayoritaria en nuestro entorno, son de más fácil tratamiento en codigestión, mientras que los provenientes de otros procesos industriales presentan, en principio mayor dificultad de tratamiento.

La codigestión anaerobia de residuos orgánicos con fangos mixtos de EDAR permite cerrar ciclos, gestionándolos mientras se genera energía limpia para los tratamientos necesarios en las EDAR.

Además, entre los costes más importantes que se imputan a la depuración de aguas residuales están los de consumo de energía eléctrica. Por todo ello, este coste, como parte muy importante del coste total de explotación (personal, energía, mantenimientos,...) debe tender reducirse al máximo, hasta conseguir la autosuficiencia energética.

Ya sabemos que la realidad actual dista mucho de este escenario a conseguir, pero ya se han dado los primeros pasos: hay EDAR con autosuficiencia energética, incluso con producción de energía para exportar.

Otro factor a considerar en este análisis de situación, es el factor humano en la gestión de la EDAR, desde cuya dirección hay, o habrá en un futuro muy cercano, una exigencia de aumentar la capacidad de codigestión por su demostrada eficiencia energética y económica.

A demás, es necesaria una adecuada gestión de fangos en los digestores de gran tamaño, con cierto riesgo de inestabilización y sensibles a cambios del entorno y sobre todo de alimentación, por lo que la introducción de nuevos cosustratos debe estudiarse adecuadamente para evitar problemas en la gestión de las EDAR.

Sabiendo que el futuro está abierto de forma imparable a esta innovación, deben gestionarse las partes vivas de los procesos:

- Las bacterias y el resto de biota, que forma la biomasa activa de los digestores.
- El jefe o gestor de la EDAR, que asume la responsabilidad del mantenimiento de la línea de fangos y de toda la EDAR.

El presente trabajo que se desarrolla con esta tesis pretende desarrollar una herramienta novedosa, que ofrezca garantías de buena marcha de los procesos antes mencionados:

- a) Para que la biomasa bacteriana y el resto de biota del digestor tenga viabilidad con el aumento de carga por la nueva alimentación introducida, al añadir el nuevo cosustrato, y posteriormente las máximas cargas admisibles en cada caso.
- b) Los responsables de la planta.

El trabajo se realizará en dos pasos:

- Pruebas específicas en planta piloto, para ensayar el comportamiento del nuevo sustrato. En estas pruebas se ajustarán los parámetros, de forma que se ajusten al máximo con los de la EDAR real, con el fin de comprobar su idoneidad.
- Ensayo “cercano” de viabilidad de la nueva alimentación con la biomasa del digestor a escala real, posible destino de los nuevos sustratos.

Hasta la fecha, tanto el público en general, como los más pragmáticos entre los técnicos del mundo del agua, incluyendo algunas de las administraciones, consideraban las EDAR, como focos contaminantes, minimizando la labor de devolver a los cauces públicos las aguas depuradas o la de entregar aguas regeneradas a campos agrícolas, parques y jardines, campos de golf,... entre otros usos. (Estévez et al., 2017).

A esta consideración negativa por parte de las EDAR, se unía, la “producción” de residuos procedentes de la depuración y CO₂ del quemado de gases de digestión. Uno de los esfuerzos que se están haciendo para minimizar los impactos negativos de las EDAR, es la reducción de estos residuos y limitación de las cantidades enviadas a vertedero (principio del concepto de economía circular), lo que supone una considerable reducción de los costes de explotación.

Se intenta cumplir en lo posible, reduciendo la producción de residuos, como puede verse en la gráfica, con el principio de las “4R”: Reduce, Reutiliza, Recicla y Recupera.

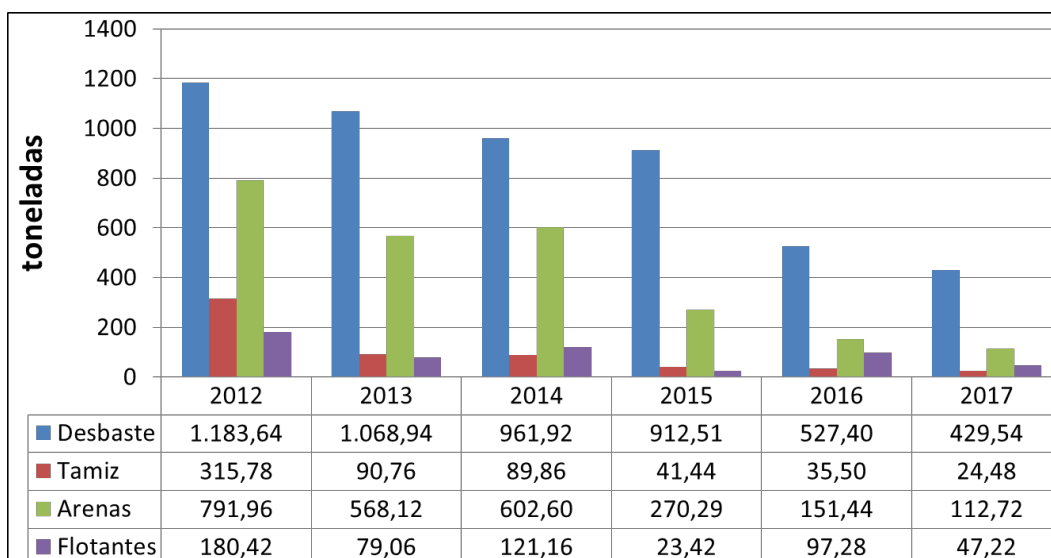


Ilustración 1. Producción de residuos (t) en EDAR Copero (Estévez, EMASESA).

La retirada de residuos del medio ambiente, pues de otra forma irían a nuestros ríos, lagos o mares o incluso al suelo, el control de los que se envían a vertedero, el segundo uso para las arenas lavadas, el cocompostaje con restos de poda (o de otros residuos agrícolas), o el afloramiento, “blanqueo” y tratamiento de residuos procedentes de muy diversas actividades, por citar algunos casos, son otros de los muchos beneficios que aportan las EDAR.

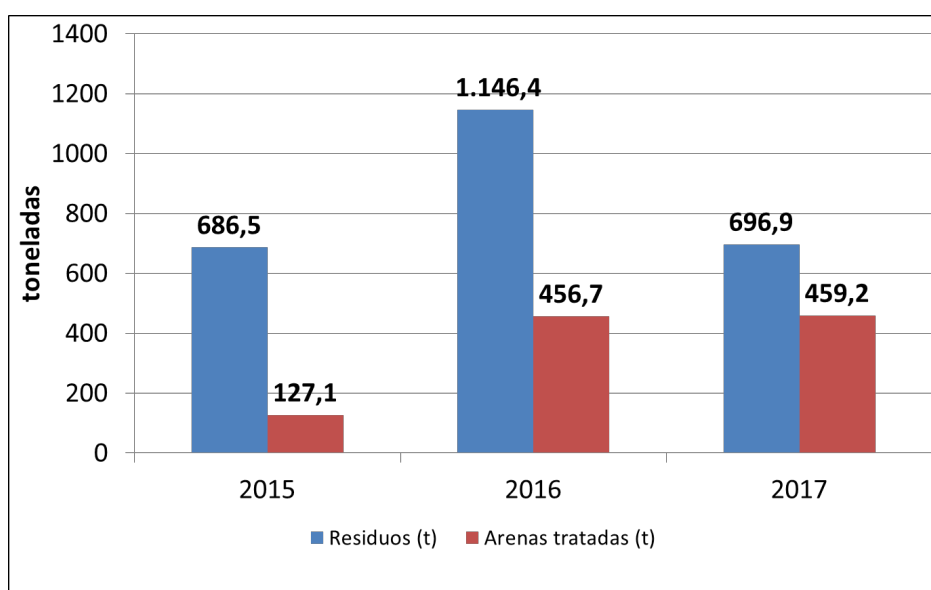


Ilustración 2. Producción (t) de arenas lavadas y residuos en EDAR Copero (Estévez, EMASESA).

Para colmo, las EDAR son consumidores netos de energía, y de recursos económicos de los contribuyentes.

Por tanto, los gestores de los sistemas de depuración, además de cumplir con nuestro trabajo: depurar y regenerar aguas, producir energía, revalorizar residuos, evitar inundaciones (bombeando mayor cantidad de aguas procedentes de los colectores en momentos de lluvias intensas), construir EDAR con menor impacto (visual, con menores ruidos y malos olores), mejorar el medio ambiente,... entre otros, tenemos la grata obligación de poner en valor el trabajo realizado y comentar y divulgar las opciones y medidas para minimizar los impactos negativos que, como toda actividad humana, tiene también la depuración y regeneración de aguas.

En la actualidad, las EDAR han iniciado el camino para ser instalaciones generadoras de beneficios para la sociedad y el medio ambiente, más que como actividades molestas y poco respetuosas con ellos.

Los costes más importantes que se imputan a la depuración de aguas residuales son, por este orden de importancia, los costes de personal, los de consumo de energía eléctrica y los de mantenimiento. A ellos les siguen otros más.

(%)	160.000 m ³ /d	50.000 m ³ /d	10.000 m ³ /d
Personal	44	47	53
Energía eléctrica	15	19	32
Mantenimiento	9	9	6
Conservación	5	8	1
Reactivos	8	5	2
Residuos	2	2	1
Vigilancia	5	4	1
Mejoras	4	3	2
Otros (ensayos...)	8	3	2
G. G. Y B. I.	+19	+19	+19

Tabla 1. Reparto de costes de explotación. Según el tamaño de EDAR. (Estévez, EMASESA)

En las empresas que se dedican al ciclo íntegro del agua, las instalaciones de mayor consumo de energía son las EDAR.

Ante esta situación, se ha creado la utopía, necesaria para todo progreso, del “coste cero” para los costes energéticos de la explotación de las EDAR. Ello implica que las EDAR deben producir, al menos, la misma cantidad de energía eléctrica y calor que consumen. Incluso se habla de “beneficios económicos” para estos costes energéticos, al producir más energía o tener más ingresos económicos de los que se emplean en la depuración.

Por ello, el coste total de explotación (personal, energía, mantenimientos,...) debe tender a la autosuficiencia. Es decir, los gastos incurridos en la depuración, deberían equipararse con los ingresos obtenidos por el tratamiento de residuos, producción de arenas y otros subproductos y la propia producción de energía de la EDAR.

Ya sabemos que la realidad actual dista mucho de este escenario a conseguir, pero ya se han dado los primeros pasos: hay EDAR con autosuficiencia energética, incluso con producción de energía para exportar, y con ingresos extras por el tratamiento y producción de residuos y subproductos.

El concepto de “mina urbana” o “biorrefinería” para las EDAR comienza a sonar en nuestra sociedad: las EDAR se conciben ya como industrias en las que se puede regenerar agua (incluso producir agua potable en caso de necesidad), producir energía eléctrica y calor, obtener compost u otros fertilizantes (estruvita, lodos compostados) para usos agrícolas, arenas lavadas para su reúso,... También existen proyectos para la producción de bioplásticos procedentes del tratamiento biológico de fangos activados, entre otros.

Todo ello sin contar con los beneficios ambientales por el tratamiento y devolución de las aguas depuradas, según la normativa vigente incluso con eliminación de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) a los cauces públicos, la regeneración de las mismas y su disposición para nuevos usos, allí donde pueda existir un déficit hídrico.

La codigestión anaerobia, es la mezcla de dos o más sustratos en digestión anaerobia para producir mayor cantidad de biogás de digestión.

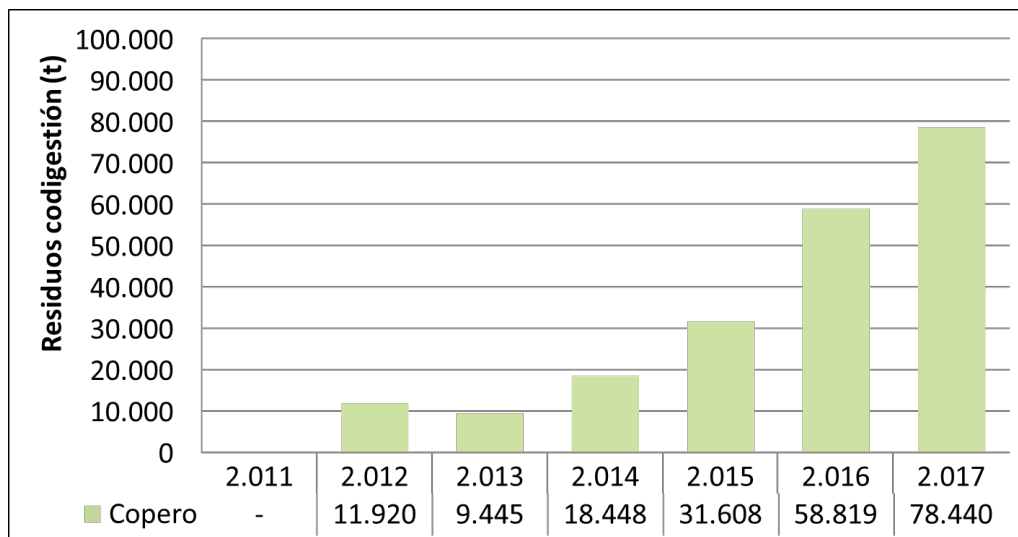


Ilustración 3. Residuos (t) enviados a codigestión en EDAR Copero (Estévez, EMASESA).

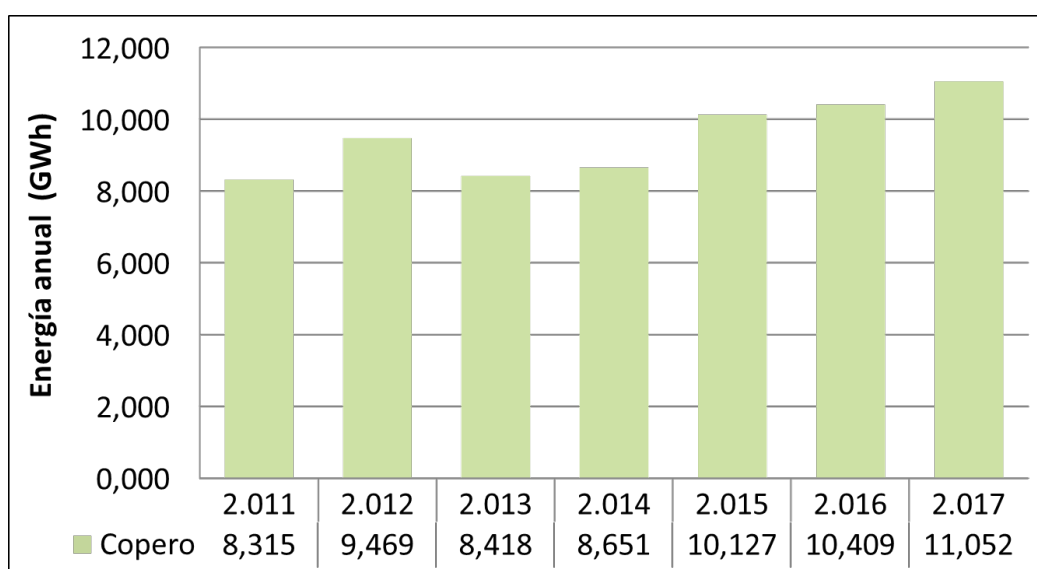


Ilustración 4. Producción de energía eléctrica (GWh) por codigestión en EDAR Copero (Estévez, EMASESA).

En el caso de la codigestión, se están abriendo vías hasta el momento insospechadas para el tratamiento de residuos (especialmente los procedentes de la industria agroalimentaria) para valorizar y convertir en energía residuos de alta carga orgánica, que de otra forma tendrían un destino incierto o en el mejor de los casos vertedero controlado.

Aparece también aquí un nuevo concepto que se ha acuñado recientemente, los digestores de sacrificio: digestores anaerobios que sólo tratarán determinados residuos de baja digestibilidad y poca producción de biogás, pero de importante beneficio

económico para la EDAR y de gran valor de tratamiento para la sociedad. Tendrán una duración del proceso de digestión limitado, pero su vaciado y puesta en marcha se reducirá a muy pocos días.

LER	Descripción del residuo	Estado	Origen del residuo
020304	materiales inadecuados para el consumo y la elaboración	liquido	lixiviado de frutas
subproducto	prensado de pulpa y hueso de aceituna	sólido	aceituna de mesa
020305	lodos de tratamiento in situ de efluentes	liquido	aceituna de mesa
020305	lodos de tratamiento in situ de efluentes	liquido	germinación de la cebada
020399	residuos de la preparación de aceites no especificados en otra categoría	liquido	fabricación aceite
190809	mezcla de grasas y aceites procedentes de la separación de agua/sustancias aceitosas que contienen solo aceites y grasas	liquido	separadores de grasas de locales de restauración
020125	Fracciones de recogidas selectivamente. Aceites y grasas comestibles.	liquido	limpieza de separadores de grasas de locales de restauración
190814	residuos líquidos acuosos distintos a los especificados en el código 161001	liquido	procesamiento de subproductos cárnicos
161002	residuos líquidos acuosos distintos a los especificados en el código 161001	liquido	procesamiento de subproductos cárnicos
020204	lodo del tratamiento in situ de efluentes	liquido	matadero de aves
190812	lodos procedentes del tratamiento biológico de aguas residuales industriales, distintos de los especificados en el código 190811	liquido	matadero de aves
subproducto	lactosuero	liquido	fabricación de quesos
020204	lodo del tratamiento in situ de efluentes	liquido	matadero de aves
020502	lodos de tratamiento in situ de efluentes	liquido	fabricación de quesos
190814	lodos procedentes de otros tratamientos de aguas residuales industriales, distintos de los especificados en el código 190813	liquido	fabricación de quesos
subproducto	lactosuero	liquido	fabricación de quesos
020704	materiales inadecuados para el consumo y la elaboración	liquido	material no conforme
190814	lodos procedentes de otros tratamientos de aguas residuales industriales, distintos de los especificados en el código 190813	liquido	Aguas residuales procedentes de lavados de conducciones internas.
190809	mezcla de grasas y aceites procedentes de la separación de agua/sustancias aceitosas que contienen solo aceites y grasas	liquido	fabricación biodiesel

Tabla 2. Listado de residuos y códigos LER y empleados en una instalación de codigestión.

(2008/98/CE., 2008; BOE 9 mayo 2008, 2008)

Las EDAR deben producir, al menos, la misma cantidad de energía eléctrica y calor que consumen. Incluso debemos hablar de beneficios económicos para estos costes energéticos, al producir más energía o tener más ingresos económicos de los que se emplean en la depuración.

La importancia de la energía en los presupuestos de explotación de las EDAR, queda claramente probada porque el coste del consumo energético se cifra entre el 15 % y el 30 % del total de los costes de explotación; siendo el mayor de la EDAR, después de los de personal. La importancia de este aspecto es de tal magnitud que se han desarrollado normas específicas en la industria para adoptar metodologías de trabajo orientadas a la mejora continua en materia de eficiencia energética, como la (UNE-EN ISO 50001:2011., 2011) sobre sistemas de gestión de la eficiencia energética.

La demanda energética de una EDAR depende del tipo de tratamiento y del tamaño de la instalación, cuanto mayor es la EDAR, menores suelen ser las ratios energéticas para el mismo tipo de tratamiento, por lo que se puede afirmar que existe una economía de escala.

Por tanto, el consumo energético varía de una instalación a otra, dependiendo de factores como el tamaño de la instalación, el tipo de procesos, las etapas de tratamiento, carga influente y antigüedad, entre otros.

La mayor parte de la energía requerida en una EDAR es eléctrica, la cual se aplica para accionar motores (bombas para el transporte de líquidos y lodos, equipos de aireación, equipos de desodorización, equipos de deshidratación y equipos auxiliares). Los equipos de aireación (aireadores superficiales o sumergidos, soplantes y turbocompresores), por su potencia y uso, representan el mayor consumo, dependiendo de la EDAR, pudiendo alcanzar hasta el 75% del consumo eléctrico total.

Los consumos en los equipos de deshidratación, son también importantes. Los equipos de desodorización y desinfección también suelen tener consumos significativos de energía eléctrica.

Un análisis de los consumos energéticos individualizado para los diferentes equipos y procesos de una EDAR permite determinar la contribución de cada uno de ellos al consumo global de la instalación. Además, este análisis permite definir sus patrones de

consumo y las variables vinculadas a este. Así, podríamos realizar un balance energético del proceso total de una EDAR.

Existe una importante diferencia de equipamiento según el tamaño de las EDAR. Las EDAR de pequeño y mediano tamaño suelen carecer de sistemas de control de la aireación y un sobredimensionamiento de equipos electromecánicos. Por ello, su consumo específico unitario (kWh/m^3 de agua tratada) suele ser elevado (unos 0,5-0,6 kWh/m^3). En las grandes EDAR, al optimizar el dimensionamiento, control y por un factor de escala, el consumo específico es bastante menor (0,3-0,4 kWh/m^3).

La optimización energética de las EDAR existentes puede significar una reducción en el consumo del 17,5%. El mayor impacto se podría lograr en las pequeñas EDAR, mediante la implantación de nuevos procesos y sistemas de control.

Toman importancia las líneas de innovación, no solo por su relevancia en el ahorro energético, sino también por su papel en la promoción de energías renovables y la lucha contra el cambio climático, como son la eliminación o recuperación de nutrientes mediante tecnologías energéticamente más eficientes y el aprovechamiento energético de los fangos mediante mejoras como la codigestión o la valorización energética de fangos.

Uno de los principales problemas con que se encuentran las EDAR son los costes de mantenimiento y explotación. En pocos años, los costes de construcción son superados por los de mantenimiento y explotación, siendo el segundo más importante el consumo de energía eléctrica.

Las EDAR son productoras de fangos que contienen materia orgánica y que constituyen una fuente de energía que debe ser aprovechada con el fin de obtener la máxima rentabilidad económica. En estas instalaciones, durante los tratamientos de depuración, se obtienen unos fangos con alto contenido de materia orgánica, que con objeto de ser estabilizados, son sometidos a un tratamiento aerobio o anaerobio.

En la actualidad el empleo de motogeneradores en las EDAR, que utilizan biogás como combustible es cada vez más habitual y se extiende a otros campos como el tratamiento de residuos sólidos urbanos y el aprovechamiento del biogás de los vertederos.

Aquí aparece ya la primera idea con la que cuenta este proyecto en el que se va a trabajar con la idea de máximo aprovechamiento utilizando fango y otros residuos de la industria alimentaria, haciendo también de las EDAR entidades gestoras de residuos.

Nuestra sociedad se enfrenta desde hace años a una serie de desafíos económicos y ambientales, tales como el cambio climático y la eutrofización de las aguas, así como a una escasez de recursos cada vez mayor debido a un ritmo de consumo insostenible de combustibles fósiles y de materias primas. Estos problemas tienen su origen principalmente en la necesidad de abastecer la gran demanda de los diferentes sectores de la economía (industria, comercio, transporte, etc.), cuyo aumento se ha prolongado durante un Período de bonanza económica de las últimas tres décadas. Durante este Período de crecimiento sostenido, el uso que se ha hecho de los recursos del planeta ha sido el más ineficiente desde el punto de vista de la sostenibilidad comparado con otros Períodos anteriores de la historia.

Según un informe de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2012), que analiza la relación entre el consumo y el medio ambiente, el consumismo se puede considerar la principal causa de nuestros problemas medioambientales más apremiantes.

Un reflejo claro de los hábitos de consumo de una sociedad industrializada son los datos de generación de residuos y es por ello que uno de los pasos a dar para avanzar hacia un escenario más sostenible es la gestión eficiente de los mismos; porque debe ir acompañada de un cambio de paradigma por el cual el residuo pase a ser valorado como un recurso. Y esta idea, anteriormente mencionada, es lo que tiene cabida en este proyecto.

La Unión Europea también ha intervenido en esta cuestión desarrollando un marco legal con el fin de favorecer políticas de gestión de residuos cuyo objetivo es mitigar los impactos de los mismos sobre la salud y el medio ambiente, así como mejorar la eficiencia en el uso de los recursos.

De nuevo aquí aparece otro de los fines de mi proyecto, la eficiencia y la mejora de un recurso tan importante como es el agua.

Se considera que el agua es el recurso natural más importante: sin ella no podría existir la vida y la industria no funcionaría. A diferencia de muchas otras materias primas, el agua no tiene sustituto en muchas aplicaciones. El agua tiene un papel vital en el

desarrollo de las comunidades, es indispensable que su abastecimiento sea seguro para que una comunidad se establezca permanentemente. Sin embargo, los desechos líquidos y sólidos de una comunidad tienen un potencial considerable para contaminar el ambiente.

En las civilizaciones primitivas el remedio para el problema de la contaminación era simplemente trasladar la comunidad a otro lugar; en las civilizaciones más avanzadas tal mudanza es impracticable y se deben tomar medidas para proteger y aumentar el abastecimiento de agua y para eliminar satisfactoriamente los materiales de desecho. El concepto de agua como recurso natural que debe administrarse y cuidarse escrupulosamente, es muy necesario, ya que las poblaciones en desarrollo y los complejos industriales en continuo crecimiento y evolución tienen demandas de agua siempre crecientes.

Las civilizaciones primitivas sabían cerrar sus ciclos protegiendo su entorno y la madre tierra, la pérdida de estos conocimientos y un progreso que no ha respetado suficientemente los valores ambientales en pos de incrementos sostenidos de producción, han llevado a una situación que afecta al cambio climático, que debe compensarse con la llamada economía circular, que obliga a recuperar conceptos de nuestros antepasados para no generar residuos, si no convertirlos en subproductos, productos y hasta donde se pueda en productos de alta gama.

Mientras se desarrollan aprovechamientos más productivos, la digestión y codigestión anaerobias de residuos de alta carga orgánica es una herramienta estratégica para poder enfrentar su tratamiento desde el punto de vista técnico y económico. Por ello nos parece que la puesta a punto de protocolos y rutinas en esa dirección obliga a una labor profunda que permita la transferencia de desde la investigación a la rutina diaria de la gestión de la EDAR, y en este sentido se realiza el presente trabajo.

En los países desarrollados, las demandas de agua son prácticamente constantes y las medidas básicas de control de calidad están bien establecidas. Sin embargo, muchas de las actuales obras existentes para el abastecimiento y alcantarillado son ya relativamente viejas o construidas con materiales no excesivamente adecuados, de modo que su mantenimiento y reposición presenta ya graves problemas.

También ocurre, como se refleja en el estudio y desarrollo de este trabajo, que la población de diseño de la EDAR, debe ser generosamente calculada, para evitar ampliaciones posteriores a corto plazo debidas al incremento de población.

Además, se pretenden obtener resultados para poder realizar un diseño energéticamente eficiente y adaptado a la demanda de la población actual.

Todos los conceptos, así como todos los datos necesarios para entender y corroborarlos están a lo largo del presente trabajo, en el que el objetivo principal es ofrecer nuevas alternativas para bajar los costes actuales de energía.

A corto plazo, el marco legal europeo persigue reducir la generación de residuos o, cuando su producción es inevitable, promover su reutilización o su reciclaje, así como su eliminación por vía segura.

En el marco legislativo español, un documento legal a considerar para la toma de decisiones en la materia de gestión de residuos es la orden MAM/304/2002 (España, 2002), documento que transpone la Lista Europea de Residuos Decisión 2001/118/CE (Decisión comisión Europea, 2000) a la legislación española, y en el que los residuos se clasifican en 20 categorías distintas en función de su naturaleza y de su origen.

En mayo 2018, se ha actualizado (BOE, 2018) el “Código de Residuos y Sustancias Peligrosas”, que recoge en toda su amplitud la normativa sobre los residuos.

También disponemos en versión más reducida, la “Lista Europea de Residuos (códigos LER”, modificada por la Decisión 2014/955/UE, de la Directiva 2008/98/CE.

Un tipo de residuos que presenta oportunidades atractivas de gestión son los residuos de naturaleza orgánica, tales como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), los residuos de industrias agroalimentarias, los fangos o lodos generados en las EDAR y los residuos de actividades ganaderas.

Con respecto a la gestión de los mismos, una normativa comunitaria que ha tenido una gran influencia en las estrategias adoptadas por los diferentes países pertenecientes a la Unión Europea es la Directiva 1999/31/CE (Directiva 1999/31/CE, 1999), relativa al vertido de residuos. Una opción que contribuye al cumplimiento de la directiva mencionada es la elección de alternativas de tratamiento biológico, como por ejemplo, la digestión anaerobia o biometanización.

Recientemente (mayo 2018) se han aprobado las siguientes directivas: Directiva (UE) 2018/850 (DOCE, 2018) del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos y Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.

Esta tecnología se encuentra considerablemente extendida en Europa y, en estudios bastantes recientes se define como una de las tecnologías de producción de bioenergía más eficientes desde el punto de vista energético y una de las más beneficiosas para el medio ambiente. En términos de sostenibilidad, resulta muy ventajosa debido a un mejor balance energético como consecuencia de la obtención de biogás; un gas combustible rico en Metano (65-70%), cuyo uso implica una reducción del consumo de combustibles fósiles y de las emisiones de gases de efecto invernadero. Asimismo, gracias a esta tecnología, se obtiene un fango digerido estabilizado, y se disminuyen los requerimientos de espacio para el almacenamiento o los gastos derivados del transporte, abaratando los costes de gestión.

1.2. Digestión anaerobia

Digestión Anaerobia (DA): En una EDAR, la digestión anaerobia está formada por el conjunto de procesos biológicos anaerobios (con intervención de microorganismos y en ausencia de Oxígeno y otros oxidantes), en los que la materia orgánica (fangos mixtos) se transforma en una mezcla de gases denominada biogás, mayormente constituida por Metano (60-65%) y Anhídrido carbónico, aunque también existen otros gases: vapor de agua, Sulfuro de hidrógeno, hidrógeno.

Como resultado de la digestión se obtiene el **digestato**: un efluente líquido o fango digerido en el que se encuentran los compuestos más difíciles de degradar, la mayor parte del Nitrógeno y Fósforo y otros compuestos inorgánicos que contienen K, Ca, Mg,...

Al fango mixto también lo podemos denominar **sustrato** y una vez digerido, el líquido resultante se denomina digestato.

En una EDAR convencional, de fangos activados, el fango mixto está formado (normalmente en proporciones similares), por fango primario espesado por gravedad o mecánicamente (por centrifugación) y fango biológico en exceso espesado por flotación con aire.

Aunque los intervalos de temperatura pueden diferir ligeramente según los autores, el proceso de digestión anaerobia se puede desarrollar prácticamente en tres intervalos de temperatura: digestión psicrófila (15-20°C), mesófila (30-40°C) y termófila (50-60°C), algunas referencias incluyen la hipertermófila (>65°C).

La digestión mesófila (30-40°C), es la más utilizada en las EDAR de fangos activados (Hernández Muñoz, 1990).

En la bibliografía aparecen muchos estudios que comparan el rendimiento de eliminación de materia orgánica en procesos de depuración anaerobia de distintos residuos de gran poder contaminante, tanto en procesos de digestión mesófila como termófila. Entre otros, podemos citar a (Buhr and Andrews, 1977; Demharter, W. and Pfeiffer, 1988; Dhavises, G., Sriprasertsak, P., Tanaka, T., Taniguchi, M. and Oi, 1985; Hashimoto, 1983; Kandler, 1983; Lema, J.M.; Soto, M.; Méndez. R. and Blázquez, 1988; Marchaim, 1988; Sriprasertsak, P.; Dhavises, G. and Oi, 1985; Vicent. T., Paris, J.M., Lema, J.M. and Ibáñez, 1985).

1.3. Fundamentos biológicos de la digestión anaerobia

En el proceso de digestión anaerobia, también denominado biometanización, la materia orgánica contenida en los residuos (sustratos) es degradada en ausencia de oxígeno por la acción conjunta de una importante diversidad de especies de microorganismos.

Como consecuencia de la digestión anaerobia, la mayor parte de la materia orgánica biodegradable contenida en los sustratos es transformada en biogás, formado mayoritariamente por Metano y el Dióxido de carbono.

Según la mayoría de los autores, las reacciones bioquímicas que tienen lugar durante la digestión anaerobia se clasifican en cuatro etapas: **la hidrólisis, la acidogénesis, la**

acetogénesis y la Metanogénesis (Cazier et al., 2015; Iza et al., 1990; Jang et al., 2014; Molino et al., 2013; Sanz and Fdz-Polanco, 1990)

Para el caso de los sustratos orgánicos muy complejos, algunos autores añaden como necesaria una etapa previa de **desintegración**, por la que la materia orgánica se disgrega y se torna más accesible a la acción enzimática. Esta disgregación lleva como consecuencia la solubilización, donde la materia particulada existente en el sustrato es transformada en compuestos solubles.

Algunos autores indican que debemos entender que esta etapa engloba la desintegración y la hidrólisis. En este caso, el concepto de hidrólisis se usa para expresar conjuntamente los fenómenos de desintegración, solubilización e hidrólisis enzimática (Batstone et al., 2002).

En el caso de sustratos orgánicos que presentan una elevada proporción de materia particulada, como son los sustratos con un alto contenido en sólidos o fangos de depuradora de tipo biológico (procedentes de fangos en exceso) o mixtos (mezcla de fangos procedentes de primario y biológico espesados), la hidrólisis se considera el paso limitante del proceso (Appels et al., 2008; Miron et al., 2000).

La hidrólisis consiste en la degradación de compuestos biopoliméricos orgánicos a compuestos monómeros más simples como, por ejemplo, aminoácidos, ácidos grasos y azúcares, que se usarán en las siguientes etapas.

Este proceso es llevado a cabo extracelularmente por la acción de exoenzimas liberadas al medio por bacterias hidrolíticas.

En la etapa acidogénica o acidogénesis (Stams, 1994), se generan diferentes compuestos a partir de los productos de la hidrólisis, entre los que puede haber, tanto compuestos ácidos y alcoholes como sustancias más simples (CO_2 , H_2).

La distinta composición de los sustratos provoca una diversidad de compuestos orgánicos en la etapa acidogénica. Las reacciones de la etapa acidogénica se dan en el interior de las células de los distintos microorganismos bacterianos, de los diferentes géneros que intervienen (*Clostridium*, *Enterobacter*, etc.), que comúnmente denominamos bacterias fermentativas.

En la etapa acidogénica se producen ácidos orgánicos entre los que se encuentran los compuestos intermediarios más relevantes para la digestión anaerobia: los ácidos grasos volátiles (AGV).

La etapa acetogénica (acetogénesis), consiste en la formación de ácido acético.

El ácido acético es el principal AGV y se puede formar bien a partir de los productos de la hidrólisis o bien a partir de compuestos de la acidogénesis como pueden ser otros AGV. El ácido acético también puede generarse a partir de CO_2 y H_2 (homoacetogénesis).

La etapa final es la Metanogénesis o formación de Metano. Se lleva a cabo principalmente por dos grupos de microorganismos: los metanógenos hidrogenótrofos y los metanógenos acetoclásticos. Los primeros son capaces de producir Metano a partir de CO_2 y H_2 , mientras que los microorganismos acetoclásticos utilizan como sustrato para formar Metano el ácido acético. Las principales especies Metanogénicas acetoclásticas: *Methanosarcina* y *Methanosaeta* (*Methanotrix*), tienen una velocidad de crecimiento relativamente lenta, sin embargo, en un proceso de degradación anaerobia estas especies son responsables de la producción de alrededor de dos tercios del Metano.

En la transformación de compuestos orgánicos complejos a Metano, las bacterias productoras de Hidrógeno tienen una importante función, al utilizar como fuente de energía, ácidos grasos de cadena corta (propiónico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico), o incluso alcoholes.

Para que el crecimiento de estas bacterias pueda producirse, es necesario que estén presentes organismos consumidores de Hidrógeno, tales como un metanógeno o una bacteria reductora de sulfato. Algunas de estas especies productoras de hidrógeno son los géneros *Syntrophomonas* y *Syntrophobacter*, cuyo crecimiento depende de relaciones sintróficas con otras especies bacterianas.

La palabra sintrofia significa comiendo juntos y en el metabolismo microbiano, la sintrofia es la colaboración de diferentes especies para llevar a cabo una reacción que, de otra forma, sería energéticamente desfavorable. Para superar la barrera termodinámica que impide la degradación de los ácidos grasos volátiles, se necesita la coordinación de las especies productoras de Hidrógeno con las bacterias consumidoras

de Hidrógeno (metanógenos), de tal forma que el Hidrógeno esté presente en la cantidad necesaria.

Las características del lodo de alimentación a la digestión anaerobia en la EDAR en la que hemos trabajado, tienen unos valores medios de:

DQO: 32 400 mg/L; Alcalinidad: 820 mg/L; Acidez volátil: 510 mg/L; Materia Seca: 2,4 %; Materia Volátil: 73,7 %; pH: 6,1; DQO fango digerido: 17 530 mg/L; Reducción DQO: 46 %; Ratio: 359 m³ gas/t DQO entrada.

El proceso de formación del biogás consta de varias etapas que transcurren en serie y en paralelo, donde están implicadas un gran número de especies bacterianas.

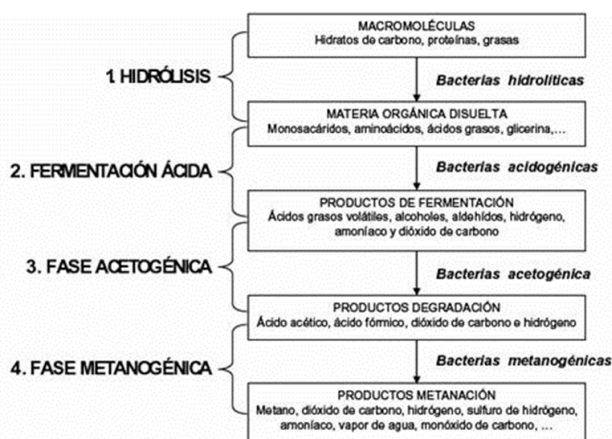


Ilustración 5. Principales etapas de la digestión anaerobia (Metcalf, 2003).

Este esquema, se repite con mayor o menor parecido en multitud de ejemplos y autores (Pavlostathis and Giraldo, 1991), del que mostramos a continuación otro ejemplo:

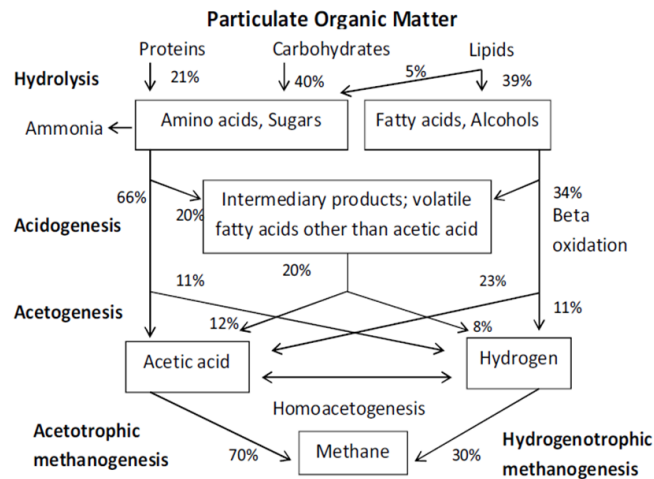


Ilustración 6. Etapas de la digestión anaerobia (Pavlostathis and Giraldo, 1991).

Todas estas etapas deben encontrarse en equilibrio dinámico para que la etapa limitante (Metanogénesis) mantenga una buena velocidad de reacción, pues el fallo o desajuste en alguna reacción o parámetro puede detener la digestión en su conjunto.

Los lodos de EDAR tienen una lenta biodegradación debido a la muy diversa constitución de los distintos compuestos que intervienen y a la complejidad de alguno de ellos, por ello requieren tiempos de digestión muy elevados, del orden de 23 a 24 días (CEDEX, 2015).

La eliminación de sólidos volátiles (aquellos normalmente asociados a la materia orgánica biodegradable) difícilmente llega al 50%. Por esta razón, la digestión suele operarse en las EDAR a lo que se denomina baja carga orgánica, y ello implica bajas producciones de biogás.

Para optimizar el proceso se han estudiado diferentes pretratamientos, tanto químicos como térmicos, biológicos o mecánicos, que ya hemos mencionado en otro apartado.

Otra opción que frecuentemente resulta más conveniente es la digestión de los lodos mixtos con uno o más sustratos fácilmente biodegradables, que puedan mejorar tanto la degradación de los lodos, como la producción de biogás y la estabilidad del digestato (Luste and Luostarinen, 2009).

1.4. Parámetros que influyen en la digestión anaerobia

Para el control de la digestión anaerobia, pasamos a enumerar los requerimientos en los parámetros fisicoquímicos y nutricionales, con el objetivo de mantener las condiciones óptimas en la digestión y obtener las mayores velocidades de producción de biogás.

1.4.1. Tiempo de retención hidráulica (TRH)

El tiempo de retención hidráulica (TRH) se define como el tiempo de estancia del volumen alimentado al digestor. Es un parámetro de vital importancia para el control del proceso.

Los rendimientos de la digestión de la materia orgánica aumentan con el aumento del tiempo de retención hidráulico. Sin embargo, si se supera un valor óptimo, la producción específica de metano (producción por unidad de reactor) disminuye (Campos, 2001).

La carga orgánica es la cantidad de materia orgánica (kg) por unidad de volumen de reactor (m^3) y unidad de tiempo (día). La carga orgánica depende de la concentración del sustrato y del TRH.

El aumento en la carga orgánica provoca el aumento en la producción volumétrica de biogás. Sin embargo, las sobrecargas puntuales provocan mayor inestabilidad en la digestión, aumentando la producción de ácidos grasos volátiles (AGV), (Angelidaki, 1993).

1.4.2. Temperatura

La temperatura es uno de los factores fundamentales en la digestión, porque influye en la velocidad de crecimiento de los microorganismos de forma exponencial (tal como suele ocurrir en todas las reacciones biológicas), lo que acelera la velocidad de reacción de los procesos biológicos. Es muy importante mantener la temperatura estable, ya que

las bacterias metanogénicas son muy sensibles a cambios de temperatura, presentando un intervalo de operación limitado, entre 20 y 40°C.

En la ilustración siguiente (Hernández Muñoz, 1990), se puede apreciar el efecto de la temperatura para los diferentes rangos termofílico y mesofílico. Para la zona mesofílica, que es la más utilizada en el tratamiento de digestión anaerobia de fangos, la temperatura óptima de la digestión, está entre los 35 y 40°C.

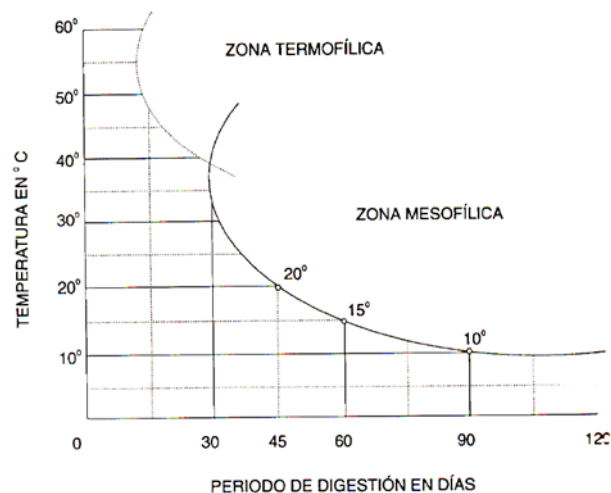


Ilustración 7. Efecto de la temperatura sobre el tiempo de digestión (Hernández Muñoz, 1990)

1.4.3. Nutrientes

La digestión anaerobia no requiere de una elevada cantidad ni variedad de nutrientes. Sin embargo, como todo crecimiento biológico, el crecimiento bacteriano tiene unos requerimientos mínimos de elementos que deben estar presentes y en cantidad suficiente.

Diferentes autores han expresado la relación de nutrientes en función de la DQO de alimentación al sistema, admitiéndose generalmente una relación DQO/N/P de 100/5/1. Otra forma de expresión de las necesidades de nutrientes empleada es la relación C/N, que suele oscilar entre 15-30/1 (Campos, 2001).

1.4.4. pH

En la digestión anaerobia, se producen múltiples reacciones ácido-base, en las que la influencia del pH es definitiva. Por ello, debemos tener muy en cuenta este como un indicador muy importante de lo que ocurre en el proceso. La digestión anaerobia funciona como un sistema muy tamponado, y variaciones del pH nos indican cambios que pueden evolucionar muy desfavorablemente para la misma.

Los grupos bacterianos presentes en la digestión anaerobia, tienen unos niveles de actividad óptimos a valores de pH próximos a la neutralidad:

- Fermentativos: entre 7,2 y 7,4.
- Acetogénicos: entre 7,0 y 7,2.
- Metanogénicos: entre 6,5 y 7,5.

Los equilibrios químicos existentes pueden verse desplazados hacia la formación de un determinado componente por variaciones en el pH. Esto ocurre con la formación de amoníaco y del ácido acético. Si el pH es elevado, se favorece la formación de amoníaco, que –según las concentraciones- puede actuar como inhibidor. Si el pH es bajo, la reacción se desplaza para favorecer la formación del ácido acético no ionizado, que inhibe el mecanismo de degradación del propionato (Ortega, 2006).

En cualquiera de ambos casos, debemos volver a las condiciones normales de neutralidad, bien corrigiendo los parámetros de digestión que se han modificado, o bien mediante la adición de compuestos externos (cal, sosa,...)

1.4.5. Alcalinidad

La alcalinidad del fango en digestión anaerobia está formada por bicarbonato amónico, procedente de la combinación del amoníaco con el dióxido de carbono producido en la fermentación ácida (Morales, 2010).

Este parámetro informa sobre la capacidad tampón del medio y, por tanto, sobre la resistencia del pH a variar en función de las anomalías de operación.

La alcalinidad al bicarbonato debe mantenerse por encima de 2.500 mg/L para asegurar la estabilidad del digestor (Fannin, 1987).

1.4.6. Ácidos volátiles

La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) en el digestor es uno de los parámetros de mayor rapidez de respuesta ante variaciones del sistema. Un aumento en la concentración de ácidos volátiles puede indicar una sobrecarga en la alimentación o la inhibición de las bacterias metanogénicas.

El parámetro de control empleado para evaluar la acidificación del digestor es la relación AGV/ Alcalinidad, recomendándose una capacidad tampón alta con una relación comprendida entre 0 y 0,1.

1.4.7. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que representa indirectamente el contenido de materia orgánica de un residuo a través del oxígeno necesario para oxidar químicamente dicha materia orgánica. La carga orgánica introducida en un digestor es la cantidad máxima asimilable que tiene el digestor, medido en kg DBO o SV / m³ de digestor (Ocaña, 2011).

Un aumento de la carga con materia orgánica disuelta puede influenciar en el proceso de digestión. Las tres etapas principales del proceso pueden desequilibrarse aumentando la presencia de AGV junto con la producción de gas, y reduciendo el pH rápidamente.

1.4.8. Componentes inhibidores

Los compuestos tóxicos pueden generarse en la propia actividad metabólica del proceso o pueden ser aportados por los sustratos, siendo esto último lo más común. Los microorganismos pueden llegar a aclimatarse al tóxico, e incluso algunos de ellos, en bajas concentraciones pueden ser estimuladores del proceso.

Las sustancias inhibidoras más frecuentes (Ortega, 2006):

- **Ácidos grasos volátiles:** Una alta concentración de ácidos conlleva a la acidificación del digestor e inhibición de las bacterias metanogénicas.
- **Hidrógeno:** Su acumulación en el medio conlleva la inhibición de la acetogénesis y consecuentemente la acumulación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono.
- **Nitrógeno amoniacal:** El nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniales que son un nutriente para el crecimiento bacteriano, pero una elevada concentración pueden limitar su crecimiento.
- **Sulfatos y sulfuros:** Con sulfatos en el medio, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras pudiendo llevar a la inhibición del proceso, este proceso produce un aumento en la cantidad de Sulfuro de hidrógeno y reducción del Metano en el biogás generado. Los sulfuros producen también la inhibición directa del crecimiento de las bacterias metanogénicas al existir sulfuros solubles.
- **Cationes y metales pesados:** En bajas concentraciones pueden estimular el crecimiento, pero a partir de un nivel de concentración tienen un efecto tóxico. El orden de toxicidad de los metales pesados es $Ni > Cu > Cr(IV) \approx Cr(III) > Pb > Zn$.

	Alimentación Gradual		Alimentación acumulada
Metal	Concentración de Inhibición (mg/l)	Límite de toxicidad (mg/l)	Límite de toxicidad (mg/l)
Cr (III)	130	260	< 200
Cr (VI)	110	420	< 180
Cu	40	70	< 50
Ni	10	30	< 30
Cd	-	> 20	> 10
Pb	340	> 340	>250
Zn	400	600	< 1.700

Tabla 3. Concentración de inhibición y toxicidad de metales pesados (Hayes and Theis, 1978).

Otros inhibidores que pueden afectar de forma importante a la digestión son el Oxígeno, ácidos grasos de cadena larga, alcoholes en elevadas concentraciones y la presencia de desinfectantes y antibióticos.

Debemos tener en cuenta los metales pesados presentes en los sustratos (mediante análisis previos a su utilización), son los valores límites de concentración establecidos en el Real Decreto 1310/1990, para los lodos destinados a su utilización como enmienda orgánica en agricultura.

Parámetros (mg/kg MS)		
Metal	Suelos con pH menor de 7	Suelos con pH mayor de 7
Cadmio	130	260
Cobre	1.000	1.750
Níquel	300	400
Plomo	750	1.200
Zinc	2.500	4.000
Mercurio	16	25
Cromo	1.000	1.500

Tabla 4. Valores límite de metales pesados en lodos para agricultura (RD 1310/1990U MAPA, 1990).

1.5. Codigestión anaerobia

Codigestión: La codigestión anaerobia en una EDAR es la digestión anaerobia a la que añadimos al fango mixto nuevos sustratos o residuos con alto contenido en materia orgánica, de distinto origen.

En el caso que nos ocupa, los sustratos son residuos orgánicos preferiblemente biodegradables, ajenos a la EDAR. Una de las principales ventajas la constituye el efecto de sinergia en la producción de biogás, que producen las mezclas de diferentes sustratos, probablemente por compensación en las composiciones de cada uno de ellos.

Denominamos **cosustratos** a los compuestos que intervienen en la codigestión y **codigestatos** al producto resultante.

Como resultado de la codigestión se obtiene el codigestato: un efluente líquido o fango codigerido en el que se encuentran los compuestos más difíciles de degradar, la mayor parte del Nitrógeno y Fósforo, compuestos inorgánicos (con K, Ca, Mg,...), y otros compuestos que hayan aportado los cosustratos y sean poco o nada biodegradables.

Existen residuos biodegradables, de diferentes orígenes, que tienen un potencial de producción de biogás relativamente bajo debido a su escaso contenido de materia orgánica o mala biodegradabilidad.

En el proceso de codigestión, se combinan varias mezclas de sustratos orgánicos, logrando aumentar el potencial de producción de biogás y aportar una estabilidad adicional al sistema.

Un ejemplo es la codigestión de residuos ganaderos y alimentarios. Los residuos ganaderos tienen baja proporción de materia orgánica biodegradable, una baja relación C/N, pero cuentan con una concentración elevada de micro y macronutrientes, básicos para el crecimiento de microorganismos anaerobios, así como, capacidad tampón (alcalinidad), fundamental para evitar procesos de acidificación. Por el contrario, los residuos alimentarios ricos en carbohidratos, proteínas y grasas suelen tener una alta proporción de materia orgánica biodegradable y una alta relación C/N, pero su digestión anaerobia se ve afectada negativamente por la ausencia de micronutrientes y también por problemas de acidificación. Así pues, la mezcla de ambos tipos de residuos da lugar

a procesos más estables y con un incremento considerable de la producción de biogás (Campos, 2001).

La codigestión permite obtener por un lado una fuente de energía de carácter renovable en forma de biogás, y por otro un subproducto resultante de la digestión, denominado digestato, con características de fertilizante orgánico y aplicable en agricultura bajo condiciones controladas. Se trata por tanto de un reciclaje integral que reduce el impacto ambiental de estos residuos (contaminación del suelo, agua, malos olores, etc.).

Las principales ventajas del empleo de la codigestión para mejorar los procesos de estabilización de fangos son los siguientes:

- Aprovecha la complementariedad de los residuos, mejorando el balance de nutrientes, para conseguir procesos más eficaces.
- Amortigua las variaciones estacionales en composición y producción de cada residuo por separado. Existen muchos residuos, cuya composición, así como la cantidad generada, varía dependiendo de la época del año.
- Permite aprovechar instalaciones de codigestión infrautilizadas y unificar la gestión de varias clases de residuos simultáneamente, con un ahorro económico importante, en costes tanto de inversión, como de explotación.
- Genera una mayor producción de biogás debido a la mejora en el balance de nutrientes y a la existencia de relaciones de sinergismo entre determinados compuestos. (Flotats et al., 1999)

Para optimizar el funcionamiento de la codigestión anaerobia, son necesarias una serie de medidas preventivas y de control que aseguren la calidad en los procesos:

- Realizar un estudio previo a la digestión anaerobia.
- Proponer un procedimiento de aceptación inicial de sustratos.
- Proponer un procedimiento documental de aceptación de cosustratos.

- Realizar ensayos previos para determinar el funcionamiento de cada uno de los sustratos y determinar la mezcla óptima de sustratos que dé lugar a una mayor producción de biogás, al mismo tiempo que mantiene al reactor operando de forma estable durante todo el proceso.

Ilustración 8. Pasos para la aceptación inicial de cosustratos

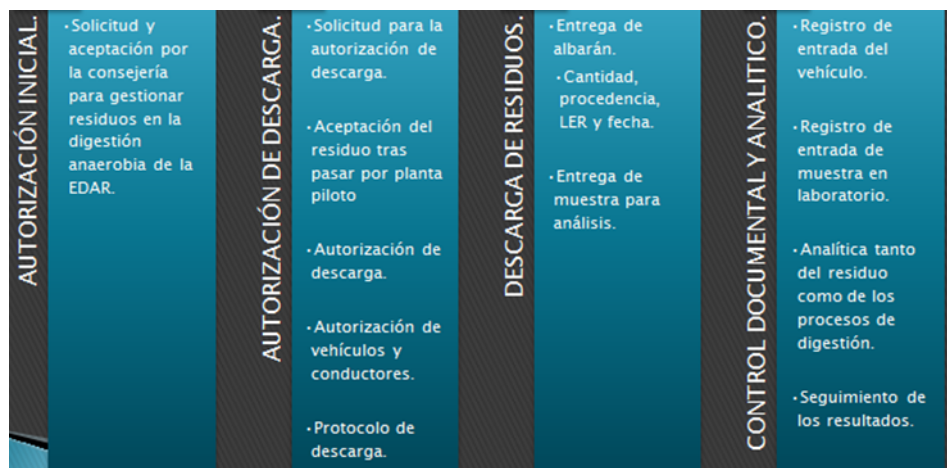


Ilustración 9. Procedimiento documental de aceptación

1.5.1. Desarrollo de la codigestión

En los años 70, comienzan a aparecer referencias bibliográficas sobre codigestión en algunas EDAR de Dinamarca.

En España, aparecen las primeras referencias sobre digestión en los primeros años de la década de los ochenta, con (Fdz-Polanco, 1985) sobre optimación de un proceso anaerobio y variables de operación en digestores anaerobios. También aparecen referencias sobre la digestión de aguas de quesería (Lebrato, 1986) y la codigestión de RSU con aguas negras en (Lebrato, 1990), como método para obtener biogás y producir energía.

A partir de esas fechas, las referencias se han multiplicado, más en la última década (Campos, 2001) y (Álvarez et al., 2010) entre muchas otras, y sobre todo en los últimos cinco años, a partir de 2013 (AINIA, 2013).

En España fueron inicialmente estudiados como sustratos, los residuos procedentes de la FORSU (Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos). Otros sustratos usados con preferencia fueron los estiércoles y purines, además de los procedentes de la industria agroalimentaria. Todos ellos con el objeto de aumentar la producción de biogás y la producción de energía y calor.

En las EDAR urbanas, la gran mayoría de los sustratos utilizados proceden de la industria agroalimentaria. En España la mayor aceptación de la codigestión se da en las zonas de Barcelona, Valencia, Murcia y Sevilla. La cantidad de toneladas de residuos anuales tratados en codigestión en Sevilla, superó las 80.000 t/año en 2017, y en 2018 se superarán de largo las 120.000 t/año, siendo la zona de España que mayor cantidad de residuos trata mediante codigestión.

La codigestión, para algunas EDAR supone un gran ahorro, incluso hasta el 100% en los costes energéticos (energía eléctrica y calor), mediante el aprovechamiento del biogás en las instalaciones de cogeneración (Estévez et al., 2018).

En la EDAR Copero, una de las EDAR de Sevilla donde se han realizado las pruebas, la codigestión comenzó su fase de pruebas en 2011. La recuperación a escala real para 2018 está superando el 85% de todas las necesidades energéticas para alguna EDAR (hasta junio, se habían producido un total de 5,87 GWh del total consumido de 6,93

GWh), alcanzando prácticamente la autosuficiencia eléctrica y calorífica merced a la codigestión con RNP procedentes de la industria agroalimentaria, salvo un caso, con procedencia de fabricación de biocombustibles.

La EDAR Copero, con un caudal de diseño de 255.000 m³/d; en 2017 trató un caudal medio de unos 102.000 m³/d. El consumo medio (2017) de energía eléctrica importada del exterior para esta EDAR estuvo alrededor de 66 W/m³ agua tratada, frente al consumo total de 364 W/m³ agua tratada.

Previsiones de futuro a corto plazo, indican que se pueden generar beneficios económicos, al producir más energía para exportar o generar ingresos por la admisión de sustratos externos (RNP) a la EDAR.

Además de los estudios y gestiones previos de búsqueda y prospección de sustratos para la codigestión anaerobia con el fango mixto de la EDAR y de los estudios sobre las producciones de biogás esperadas y pruebas en planta piloto, no fueron menos importantes las gestiones administrativas para poder llevar a cabo la fase de pruebas y la autorización definitiva posterior. Así mismo, fueron importantes los diseños para la adaptación de las instalaciones, para la recepción de sustratos de muy diversa naturaleza (líquidos, sólidos, sólidos triturables y residuos viscosos).

También destacamos la secuencia de trabajo, incluso para algunos de los sustratos que fueron rechazados por su toxicidad, falta de producción de gas, efectos secundarios no deseados (abundante producción de Sulfuro de hidrógeno),...

2 Justificación del trabajo

2. Justificación del trabajo

Del total del coste del metro cúbico de agua que el ciudadano paga en España (entre 1,5 y 2,5 €/m³ como valores medios, sin incluir impuestos) por el ciclo íntegro del agua, los costes de depuración y explotación de las EDAR constituyen la etapa del ciclo de mayor importe económico (aproximadamente entre 0,5 y 0,8 €/m³), y en la que más energía se invierte (entre 300 y 500 Wh/m³). El precio de la energía eléctrica está aproximadamente entre 0,05 y 0,10 €/kWh.

Ello obliga a buscar continuos recursos alternativos para abaratar costes y paliar en lo posible el consumo energético, especialmente la energía que tenemos que importar de red eléctrica exterior.

Desde 2006, hace más de una década se vienen desarrollando una serie de experiencias en nuestro entorno: proyecto OSCAR (Oxidación Supercrítica de Aguas Residuales), tratamientos ultrasónicos, tratamientos por microondas, ozonización, hidrólisis térmica, ATAD o DATA (Digestión Aerobia Termofílica y Autosostenida) (Lasheras et al., 2012) que han pretendido una hidrólisis parcial del fango mixto enviado a digestión o la digestión o degradación total de la material volátil de los fangos mixtos.

Algunas de estas experiencias han dado lugar a publicaciones en estos últimos años, incluso a la preparación del trabajo para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados en la Universidad de Sevilla: “Efecto de la Oxidación Supercrítica sobre Lodos de Depuración” presentado en septiembre de 2010. Otras referencias han sido (Díaz, J.M., Laó J. M., Estévez, 2009), e incluso se ha constituido alguna patente (Concesión de Patente de invención: “Procedimiento de pretratamiento de lodos activos procedentes de EDAR mediante radiación por microondas y posterior digestión anaerobia”. (Estévez Pastor, F.S., Carpes Hortal, G., Borja Padilla, R., Raposo Bejines, F., Riau Arenas, 2016).

En todas estas experiencias la diferencia entre la energía utilizada para la hidrólisis previa de la materia orgánica y la energía adicional obtenida como resultante de la posterior digestión a consecuencia de esta hidrólisis previa, tenía un balance escasamente positivo o incluso negativo en algunos casos, por lo que se decidió abandonar este tipo de tratamientos previos a digestión.

Sin embargo, existían referencias bibliográficas muy anteriores a 2012 (Campos, 2001) sobre sustratos de la industria alimentaria que habían dado muy buenos resultados en la codigestión, en lo que a rendimiento en biogás se refiere.

Estos sustratos eran residuos –principalmente relacionados con las industrias alimentarias y ganaderas- que sin necesidad de transformaciones previas, se introducían directamente en el proceso de digestión de las EDAR dando resultados positivos en la producción de biogás.

En esos años, la codigestión en EDAR españolas apenas se había iniciado, y no existía ningún caso en Andalucía a escala piloto o real con un funcionamiento continuado, al menos que nosotros conociéramos.

Se trataba pues de hacer un breve repaso del estado del arte, proponer ratios de seguimiento de proceso para comprobar su viabilidad, preparar una planta piloto para comprobar sus prestaciones y finalmente comprobar los resultados a escala real. Todo ello con algunos pasos intermedios y en un entorno en el que aún no se había trabajado sobre este tema.

2.1. Hipótesis

Para estudiar el comportamiento de un cosustrato en digestión anaerobia con los fangos mixtos de la EDAR, primero debe estudiarse la viabilidad de su mezcla para la biomasa existente en el digestor en ensayo PBM, posteriormente al resultado positivo del anterior, deben hacerse ensayos en digestor piloto del tipo del existente en EDAR, que determine las cargas máximas a tratar y los V_{gas} obtenidos en cada caso.

Si los dos ensayos son positivos, puede iniciarse la introducción del cosustrato en el digestor de la EDAR, de forma gradual hasta llegar a los niveles correspondientes a los ensayos previos.

2.2. Objetivo principal

Dotar al jefe de la planta de una herramienta integral de diagnóstico para evaluar el uso de un determinado sustrato en codigestión anaerobia con fangos mixtos de la EDAR diferenciando la obtención de biogás / energía y la gestión de residuos como resultados a obtener, generando confianza en la validez de los ensayos propuestos, como manera de dar respuesta a la lógica inquietud que conlleva el cambio de alimentación al digestor de la EDAR.

2.3. Objetivos secundarios

El desarrollo de un protocolo lo más eficaz y sencillo posible para diagnosticar la aplicabilidad de un determinado cosustrato a la codigestión anaerobia en la EDAR.

Para ello ha sido necesario ajustar la técnica del PBM a este objetivo y, por otro lado, realizar el diseño, y construcción de dos digestores piloto, que reproduzcan lo más fielmente posible las condiciones de trabajo del digestor anaeróbico a escala real. También se ha construido un tercer digestor piloto para futuras aplicaciones de las técnicas desarrolladas en este trabajo.

Hacer un barrido de cosustratos de diferentes características para estudiarlos con este protocolo. Para su elección se han escogido entre los disponibles en el entorno más inmediato, comenzando por los más próximos e idóneos, para ir avanzando en el aprovechamiento de los más complicados y más lejanos.

Transferir el conocimiento adquirido y hacerlo disponible en un manual de instrucciones para uso de gestores de EDAR que traduzca a instrucciones técnicas los conocimientos científicos desarrollados en este trabajo investigador.

3 Material y Métodos

3. Materiales y Métodos

Para llevar a cabo el estudio y confirmación de las hipótesis establecidas, en este capítulo se realiza una explicación detallada del material empleado en los ensayos experimentales, incluyendo una descripción de los diferentes equipos y reactores utilizados, así como el procedimiento seguido en las medidas analíticas de laboratorio.

3.1. Propuestas de indicadores

Como se indica en el apartado “2.2 Objetivo Principal” de esta tesis, allá por los comienzos de 2011, pretende entre otras cosas poner en marcha todos los recursos teóricos, instrumentales, analíticos y de equipamiento, para poner en marcha una codigestión a escala de planta piloto, por los motivos ya explicados con anterioridad.

Una vez definidos los protocolos experimentales, se buscan los indicadores de comportamiento de los digestores estudiados, que se aplicarán a los de la EDAR posteriormente: los períodos de trabajo en planta piloto para cada uno de los sustratos, y como consecuencia de la búsqueda bibliográfica previa, se empieza a trabajar en la propuesta de los indicadores o ratios de funcionamiento y control, con los que trabajar en las pruebas en planta piloto.

3.1.1. Propuesta de indicadores para planta piloto

Producción de biogás: $Q_{\text{biogás}}$ producción diaria de biogás, expresado en L/día.

Producción Teórica de biogás: $Q_{\text{Teórica de biogás}}$ producción de biogás calculada teóricamente a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Producción Teórica de Biogás, día } i \left(\frac{\text{Litros}}{\text{Día}} \right) = Q_{\text{Fangos } i} * DQO_{\text{Fangos } i} * 0,328/1000 + Q_{\text{cosustrato } i} * DQO_{\text{cosustrato } i} * 0,35/0,65/1000$$

Ecuación 1. Producción Teórica de Biogás. $Q_{\text{Teórica de Biogás}}$

MS (%), Concentración de Sólidos totales el en fango del digestor, expresado en %

MV (%), Porcentaje de volátiles del fango digerido, expresado en %

pH, Valor del pH del fango digerido

T (°C), Temperatura del digestor expresado en grados Celsius

Alcalinidad, valor de la alcalinidad del digestor expresado en, mg/L de CaCO₃.

Acidez valor de la acidez del digestor expresado en, mg/L de CH₃-COOH)

Ratio AGV/Alcalinidad, cociente entre acidez y la alcalinidad del digestor:

$$Ratio\ AGV/alcalinidad = \frac{Acidez}{Alcalinidad}$$

Ecuación 2. Ratio AGV/Alcalinidad

DQO, valor de la Demanda Química de Oxígeno expresado en, mg/L.

DQO calculada día i, valor de la Demanda Química de Oxígeno expresa en, mg/L, calculado con la siguiente expresión:

$$DQO_{Teórica},\ día\ i\ \left(\frac{mg}{l}\right) = \left[\frac{DQO_{i-1} * 29 + \left(\frac{DQO_{Fangos\ i} * Q_{Fangos\ i} * 0,429}{(Q_{Fangos\ i} + Q_{cosustrato\ i})} \right)}{30} \right]$$

Ecuación 3. Cálculo de la DQO Teórica

N_t, valor del Nitrógeno total del digestor expresado en, mg/L.

P_t, valor del Fósforo total del digestor expresado en, mg/L.

NH₄⁺, valor del Amonio total del digestor expresado en, mg/L.

DQO disuelta, valor de la Demanda Química de Oxígeno disuelta expresado en, mg/L.

N_t disuelto, valor del Nitrógeno total disuelto expresado en, mg/L.

P_t disuelto, valor del Fósforo total disuelto expresado en, mg/L.

NH₄⁺ disuelto, valor del Amonio disuelto expresado en, mg/L.

HRT, es el tiempo de retención hidráulico calculado con la siguiente expresión,

$$HRT, \text{ día } i(\text{días}) = \frac{452}{Q_{Fangos\ i} + Q_{cosustrato\ i}}$$

Ecuación 4. Cálculo del Tiempo de Retención Hidráulico

Carga de Sólidos volátiles de entrada día i, kg SSV/m³. día, calculada con la siguiente expresión:

$$\text{Carga de Volátiles, días } i \text{ kgSSVm3día} = (Q_{Fangos\ i} + Q_{cosustrato\ i}) \cdot 452 \cdot 10^3 \cdot MS_{Mezcla\ i} \cdot MV_{Mezcla\ i}$$

Ecuación 5. Cálculo de la Carga de Sólidos Volátiles de entrada

Carga de DQO de entrada día i, kg DQO/m³. día, calculada con la siguiente expresión:

$$\text{Carga de DQO, días } i \left(\frac{\text{kg} \frac{DQO}{m^3}}{\text{día}} \right) = \frac{(Q_{Fangos\ i} + Q_{cosustrato\ i})}{452 \cdot 1000} \cdot DQO_{Mezcla\ i}$$

Ecuación 6. Cálculo de la Carga de DQO de entrada

El Rendimiento eliminación volátiles día i, se calcula con la siguiente expresión y una vez obtenidos datos suficientes se calcularían con los valores de los 30 días anteriores y los 30 días posteriores (este valor no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores diarios de cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Rendimiento Eliminación de Volátiles, día } i (\%) = \frac{MV_{Mezcla\ i} - MV_{Digestor\ i}}{MV_{Mezcla\ i} \cdot (100 - MV_{Digestor\ i})} \cdot 10000$$

Ecuación 7. Cálculo del Rendimiento de Volátiles

Rendimiento eliminación DQO día i, se calcula con la siguiente expresión y una vez obtenidos datos suficientes se calcularían con los valores de los 30 días anteriores y los 30 días posteriores (este valor no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores diarios de cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Rendimiento Eliminación de DQO, día } i (\%) = \frac{DQO_{Mezcla\ i} - DQO_{Digestor\ i}}{DQO_{Mezcla\ i}} * 100$$

Ecuación 8. Cálculo del Rendimiento de DQO

Para el caso de las ratios, tenemos las siguientes:

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO de entrada a digestor (m^3 biogás/kg DQO entrada), del día i y calculado con la siguiente expresión (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas por DQO de Entrada, día } i \left(\frac{m^3 \text{ de biogas}}{kg \text{ DQO Entrada}} \right) = \frac{Q_{biogas\ i}}{DQO_{Mezcla\ i} * Q_{Mezcla\ i}} * 1000$$

Ecuación 9. Cálculo Ratio de Producción de Biogás por DQO de entrada

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO eliminada en digestor (m^3 biogás/kg DQO eliminada), del día i y calculado con la siguiente expresión (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas por DQO de Eliminada, día } i \left(\frac{m^3 \text{ de biogas}}{kg \text{ DQO Eliminaa}} \right) = \frac{Q_{biogas\ i}}{(DQO_{Mezcla\ i} - DQO_{Digestor\ i}) * Q_{Mezcla\ i}} * 1000$$

Ecuación 10. Cálculo Ratio de Producción de Biogás por DQO eliminada

Ratio de producción de biogás en digestor por volátiles de entrada a digestor (m^3 biogás/kg MV entrada), del día i y calculado con la siguiente expresión (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas por Volátiles de entrada, día } i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg MV Entrada}} \right) = \frac{Q_{\text{biogas } i}}{\text{MS}_{\text{Mezcla } i} * \text{MV}_{\text{Mezcla } i} * Q_{\text{Mezcla } i}} * 10$$

Ecuación 11. Cálculo Ratio de Producción de Biogás por carga de Volátiles de entrada

Ratio de producción de biogás en digestor por volátiles eliminados en el digestor (m^3 biogás/kg MV entrada), del día i y calculado con la siguiente expresión (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas por Volátiles Eliminados, día } i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg MV Eliminados}} \right) = \frac{\text{MV}_{\text{Mezcla } i} - \text{MV}_{\text{Digestor } i}}{\text{MV}_{\text{Mezcla } i} * (100 - \text{MV}_{\text{Digestor } i})} * \frac{Q_{\text{biogas } i}}{\text{MS}_{\text{Mezcla } i} * \text{MV}_{\text{Mezcla } i} * Q_{\text{Mezcla } i}} * 10$$

Ecuación 12. Cálculo Ratio de Producción de Biogás por Volátiles eliminados

3.1.2. Propuesta de indicadores para escala real

Una vez definidos los parámetros, cargas y rendimientos que se necesitan para trabajar con la codigestión a escala piloto y comprobar su funcionamiento, se decide proponer parámetros, y fórmulas para ratios, producciones y eficacias, para que puedan orientar en la evaluación de resultados a escala real en EDAR.

Se propusieron los siguientes parámetros, y fórmulas para ratios, producciones y eficacias para una posible etapa de experimentación a escala real en EDAR:

Parámetros:

DQO entrada a EDAR: Valor de DQO de entrada a la EDAR, expresado en mg/L.

Caudal tratado: m³ de agua tratada en la EDAR, expresados en m³/día.

DQO Entrada: Valor de la DQO de entrada a digestión expresado en mg/L.

DQO Salida: Valor de la DQO de salida del digestor expresado en mg/L.

Caudal a Digestión: Caudal de fango de entrada a digestor, expresado en m³/día.

% MS entrada a digestión MS_{entrada}: Concentración de materia seca del fango de entrada a digestión, en % de sequedad.

% MV Entrada a Digestión, MV_{entrada}: Fracción de sólidos volátiles en los fangos de entrada a digestión, en %.

% MV Salida Digestión MV_{salida}: Fracción de sólidos volátiles en los fangos de salida de digestión, en %.

m³ gas producido (Q_{biogás}): Producción diaria de biogás en los digestores, expresada en m³/día.

Entrada de cosustrato: toneladas (t) de cosustrato introducidas diariamente al digestor, expresadas en t/d.

Caudal de cosustrato, Q_{cosustrato}: m³ de cosustrato introducidos diariamente al digestor, expresados como m³/d.

Ratios:

Ratio de producción de biogás en digestor por MV de entrada a digestión, calculado con la media de valores sin sustrato (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas} \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg MV Entrada}} \right) = \frac{\overline{Q_{biogas}}}{\overline{MS_{Entrada}} * \overline{MV_{Entrada}} * \overline{Q_{Digestión}}} * 10$$

Ecuación 13. Ratio de Producción de Biogás por kg MV de entrada

Valor Medio, $r_{MV\text{entrada}}$: 0,529 m³ biogás/kg MV entrada.

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO entrada a digestión, calculado con la media de valores sin sustrato (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas} \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg DQO Entrada}} \right) = \frac{Q_{biogas}}{DQO_{\text{Entrada}} * Q_{\text{Entrada}}} * 1000$$

Ecuación 14. Ratio de Producción de Biogás por kg DQO de entrada a digestión

Valor Medio, $r_{DQO \text{ digestión}}$: 0,286 m³ biogás/kg DQO entrada a digestión

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO de entrada a EDAR, calculado con la media de valores sin sustrato (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$\text{Ratio de Producción de biogas} \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg DQO Entrada Planta}} \right) = \frac{\overline{Q_{biogas}}}{DQO_{\text{Entrada Planta}} * \overline{Q_{\text{Entrada Planta}}}} * 1000$$

Ecuación 15. Ratio de Producción de Biogás por kg DQO de entrada a EDAR

Valor Medio, r_{DQO} : 0,194 m³ biogás/kg DQO entrada

Ratio de producción de biogás en digestor por kg de volátiles de eliminados

$$\text{Ratio por MV eliminados, día } i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ de biogas}}{\text{kg MV eliminada}} \right) = \frac{(\sum_{i-30}^i MV_e - \sum_{i+30}^i MV_s)/30}{(\sum_{i-30}^i MV_e/30) * (100 - (\sum_{i+30}^i MV_s/30))} * 10000 * \frac{Q_{biogas\ i}/100}{MS_{Entrada\ i} * MV_{Entrada\ i} * Q_{Digestión\ i}}$$

Ecuación 16. Ratio de Producción de Biogás en digestor por kg Volátiles eliminados

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO de entrada a digestión:

$$\text{Ratio por DQO Entrada, día } i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{kg DQO entrada}} \right) = \frac{Q_{biogas\ i}}{Q_{digestión\ i} * DQO_{Entrada\ i}} * 1000$$

Ecuación 17. Ratio de Producción de Biogás en digestor por kg DQO de entrada a digestión

Ratio de producción de biogás en digestor por DQO de eliminada en digestor:

$$\text{Ratio por DQO Eliminada, día } i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{kg DQO entrada}} \right) = \frac{Q_{biogas\ i}}{Q_{digestión\ i} * DQO_{Entrada\ i}} * 1000 * \frac{(DQO_{Entrada\ i} - DQO_{salida\ i})}{DQO_{Entrada\ i}}$$

Ecuación 18. Ratio de Producción de Biogás por kg DQO de eliminada en digestión

Producciones:

Producción teórica de biogás día i, en los ensayos de codigestión (sin contemplar el biogás generado por el cosustrato), en función de MS de entrada, Qti.

$$Qt_i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = \frac{\overline{Q_{biogas}}}{Q_{digestión} * MV_{entrada} * MS_{entrada}} * Q_{digestión\ i} * MV_{entrada\ i} * MS_{entrada\ i}$$

$$Qt_i \left(\frac{\text{m}^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = r_{MV\ entrada} * Q_{digestión\ i} * MV_{entrada\ i} * MS_{entrada\ i}$$

Ecuación 19. Producción Teórica de Biogás en los ensayos de codigestión sin contemplar el biogás generado por el cosustrato en función de MS de entrada

Valor Medio, $r_{MV\ entrada}$: 0,529 m³ biogás/kg MV entrada.

Producción teórica de biogás día i, en los ensayos de codigestión, (sin contemplar el biogás generado por el cosustrato), en función de la DQO de entrada a digestión, Q_{tDQO} digestión i. (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$Q_{DQO \text{ digestión } i} \left(\frac{m^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = \frac{\overline{Q_{biogas}}}{Q_{digestión} * DQO_{entrada \text{ digestión } i}} Q_{digestión i} * DQO_{entrada \text{ digestión } i}$$

$$Q_{t_i} \left(\frac{m^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = r_{DQO \text{ digestión}} * Q_{digestión i} * DQO_{entrada \text{ digestión } i}$$

Ecuación 20. Producción Teórica de Biogás en los ensayos de codigestión sin contemplar el biogás generado por el cosustrato en función de la DQO de entrada a digestión

Producción teórica de biogás día i, en los ensayos de codigestión (sin contemplar el biogás generado por el cosustrato), en función de la DQO de entrada a EDAR, Q_{tDQO} i.

$$Q_{DQO i} \left(\frac{m^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = \frac{\overline{Q_{biogas}}}{Q_{entrada} * DQO_{entrada a planta}} Q_{entrada i} * DQO_{entrada a planta i}$$

$$Q_{t_i} \left(\frac{m^3 \text{ biogas}}{\text{día}} \right) = r_{DQO} * Q_{digestión i} * DQO_{entrada planta i}$$

Ecuación 21. Producción Teórica de Biogás en los ensayos de codigestión sin contemplar el biogás generado por el cosustrato en función de la DQO de entrada a EDAR

Valor Medio, r_{DQO} : 0,194 m³ biogás/kg DQO entrada

Producción teórica de biogás a partir del cosustrato día i, suponiendo 100% de eliminación del sustrato:

$$Q_{biogas\ cosustrato\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) = Q_{cosustrato\ i} * DQO_{cosustrato\ i} * 10^{-6} * 0,350/0,65$$

Ecuación 22. Producción Teórica de Biogás a partir del cosustrato, suponiendo eliminación del 100%

Producción teórica de biogás, calculado en base a los volátiles de entrada a digestión, teniendo en cuenta el sustrato.

$$Q_{teórico\ de\ biogas\ base\ MV\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) = Q_{t_i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) + Q_{biogas\ cosustrato\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right)$$

Ecuación 23. Producción Teórica de Biogás, en base a los DQO de entrada a digestión, teniendo en cuenta el sustrato

Producción teórica de biogás, calculado en base a la DQO de entrada a digestión, teniendo en cuenta el sustrato.

$$Q_{teórico\ de\ biogas\ base\ DQO\ entrada\ digestión\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) = Q_{DQO\ digestión\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) + Q_{biogas\ cosustrato\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right)$$

Ecuación 24. Producción Teórica de Biogás, en base a los DQO de entrada a EDAR, teniendo en cuenta el sustrato

Producción teórica de biogás, calculado en base a la DQO de entrada a EDAR, teniendo en cuenta el sustrato.

$$Q_{teórico\ de\ biogas\ base\ DQO\ entrada\ planta\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) = Q_{DQO\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right) + Q_{biogas\ cosustrato\ i} \left(\frac{m^3\ biogas}{día} \right)$$

Ecuación 25. Calculo de la Eficacia de eliminación de MV del Digestor

Eficiencias:

Eficiencia de eliminación de volátiles del digestor (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$Eficacia\ eliminaci3n\ MV,\ dia\ i(\%) = \frac{(\sum_{i-30}^i MV_e - \sum_{i+30}^i MV_s)/30}{(\sum_{i-30}^i MV_e/30) * (100 - (\sum_{i+30}^i MV_s/30))} * 10000$$

Eficiencia de eliminación de DQO del digestor, cuando dispongamos de más valores la forma de cálculo de este parámetro se modificará usando valores medios (este valor de ratio no es válido para muestreos inferiores a 40 días; han de descartarse como valores de referencia al menos los 30 primeros valores de diarios cada experimento, para dejar un margen de adaptación de la digestión a las nuevas condiciones):

$$Eficacia\ eliminaci3n\ DQO,\ d\acute{a}\ i\ (\%) = \frac{(DQO_{Entrada\ i} - DQO_{Salida\ i})}{DQO_{Entrada\ i}} * 100$$

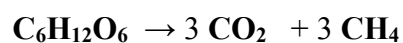
Biogás teórico:

Una de las cuestiones previas es cómo estimar la producción de biogás esperada para cada uno de los sustratos.

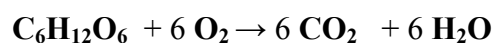
Existen varios procedimientos para, de forma muy general, mediante la reacción de conversión de una sustancia orgánica en Metano y Anhídrido carbónico, estimar la producción de Metano.

En el caso de los hidratos de carbono, y otros compuestos similares sumamente biodegradables (alcoholes, lípidos, proteínas,...), su conversión en Metano se asume como si fuera prácticamente total, por lo que todo su contenido en carbono se convierte en Metano. Además, la cantidad de Oxígeno necesaria para su oxidación total a CO₂ es lo que denominamos DQO.

En el caso particular de la Glucosa:



Por cada mol de Glucosa se obtienen 3 moles de Metano (67,2 L).



180 g 192 g DQO

Por tanto, por cada mol de Glucosa (180 g) tendremos una DQO de 192 g y obtendremos 67,2 L de biogás.

Es decir, obtendremos **0,35 L biogás/g DQO alimentada al digestor**, cuando la Glucosa se degrada totalmente.

Para otros sustratos tenemos la siguiente tabla:

Parámetros	Composición Química	g DQO/g SV	N L/ g SV	N L/ g SV
Carbohidratos	$(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$	1,19	0,415	0,35
Proteínas	$\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$	1,42	0,496	0,35
Lípidos	$\text{C}_{57}\text{H}_{104}\text{O}_6$	2,90	1,014	0,35
Etanol	$\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$	2,09	0,730	0,35
Acetato	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$	1,07	0,373	0,35
Propionato	$\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$	1,51	0,530	0,35

Tabla 5. Producción de biogás y contenidos en DQO

3.2. Sustratos y cosustratos de estudio

Para cada uno de los primeros sustratos disponibles se realizó la correspondiente ficha y el estudio particular, que se muestra a continuación:

3.2.1. Lodo de Depuradora (Fango Mixto)

Está formado por los lodos generados durante la depuración de las aguas residuales. El fango mixto es una mezcla de fangos provenientes de la decantación primaria y secundaria. Generalmente se tratan mediante la digestión anaerobia en la propia depuradora y, tras una etapa de deshidratación o secado, se convierten en un residuo a evacuar de la EDAR.

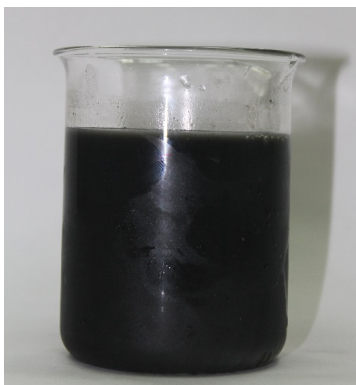


Ilustración 10. Fango Mixto utilizado en la investigación

La decantación primaria es la etapa en la cual se separa la mayor parte de los sólidos sedimentables y el material flotante (quedándose en la superficie), que no pudieron ser eliminados en procesos anteriores. Puede emplearse un tratamiento físico-químico que actúe como floculante, favoreciendo la unión de las partículas y su retirada. Tras esta decantación, se aplica generalmente un tratamiento biológico donde la materia orgánica presente es degradada por acción de una serie de microorganismos, denominado fango biológico. Por último, el agua es llevada hasta una decantación secundaria para separar el fango biológico del agua depurada, que se trata en un tratamiento terciario para afinar sus características con el fin de reutilizarla. Los fangos son tratados (deshidratación por centrífugas) y acondicionados (compostaje) para su posterior utilización o depósito en vertedero

Los fangos mixtos ensayados provienen de la EDAR COPER0:

El fango proviene de los reactores anaerobios de la EDAR que trata las aguas residuales urbanas de la cuenca sur de Sevilla (Dos Hermanas y el polígono industrial La Isla). Ésta, tiene una capacidad actual de tratamiento de $255.000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$. Su capacidad de diseño es para una población total de 950.000 habitantes equivalentes.



Ilustración 11. Estación Depuradora de Aguas Residuales "Copero". Fotografía de EMASESA.

La planta se ha desarrollado en tres fases. La primera de ellas, origen de la EDAR, se puso en servicio en 1987 y consistía en un tratamiento primario con su correspondiente línea de fangos con digestión anaerobia. Fue ampliada con los mismos procesos en 1993 y, finalmente, en el año 2001, se puso en marcha el tratamiento secundario con ampliación de la línea de fangos. Desde 2003, cuenta con el aprovechamiento energético del gas producido, con una potencia de cogeneración de $4 \times 630 \text{ (kWh)}$. En sus terrenos se encuentra una planta solar fotovoltaica de 1 MW de potencia nominal.

3.2.2. Sangre de matadero

La sangre de cerdo, obtenida en matadero, se separa de los restos de los residuos mediante un proceso de cocción.

Para hacerla más líquida y menos consistente para favorecer su degradación en digestión, deberíamos someterla a un proceso de triturado. Ello añade una dificultad a su utilización, además de su escasa disponibilidad, por su aplicación para otros usos.



Ilustración 12. Sangre sólida



Ilustración 13. Sangre líquida (obtenida por triturado)

3.2.3. Frutas y hortalizas

Las frutas y hortalizas desechadas proceden de los grandes “Merca”, de las zonas de recolección o de las industrias de transformación, por desechado, acumulación, fuera de especificaciones o caducado.

El destino habitual de estos residuos son los vertederos o la alimentación del ganado. El alto contenido en humedad no debería permitir su ingreso en los vertederos, y la posible fermentación debería hacerlos no recomendables para la alimentación del ganado.

Por otro lado, el gran contenido en materia orgánica lo hace muy útil para su empleo en la digestión anaerobia, previo triturado para su homogenización o para eliminación de la cáscara (aquellos que la llevan).



Ilustración 14. Restos de frutas y hortalizas procedentes de Mercasevilla



Ilustración 15. Naranja desclasificada procedente de una fábrica de zumos

3.2.4. Aguas azucaradas

La industria de la que se obtuvieron las aguas azucaradas (PA), se dedica a la elaboración de diferentes productos de pastelería. El sustrato procede de las aguas de limpieza de la cadena de fabricación que recoge principalmente del exceso de glaseado con azúcar de los distintos productos elaborados.

La cantidad disponible de estos residuos en el área metropolitana de Sevilla se aproximaba a un camión cisterna semanal. Por ello, se consideró oportuno incluirlo como un posible sustrato para pruebas.

3.2.5. Aguas grasas 1

La industria de la que se obtuvieron las aguas grasas 1 (RE) se dedica a la elaboración de diferentes piensos, con destino a la alimentación de mascotas, a partir de restos de animales. Estos restos se someten a un tratamiento de evaporación y centrifugación, del cual se obtiene como residuo un efluente líquido que es tratado en la propia planta mediante un tratamiento físicoquímico de cuyo rechazo se obtienen las Aguas grasas 1. La cantidad aproximada disponible para suministrar a planta, según nos comunica la propia industria, se estima en torno a 8 toneladas a la semana.

3.2.6. Aguas grasas 2

La industria de la que se obtuvieron las Aguas grasas 2 (DA), se dedica a la elaboración de piensos para mascotas a partir de servicios de retirada y transformación de subproductos cárnicos de mataderos, salas de despieces y supermercados para la producción de:

- Harinas de alto contenido proteico para el sector premium de alimentación de animales de compañía.
- Grasas para la fabricación de piensos compuestos para mascotas y animales de abasto.

Los restos de animales que llegan como materia prima a la industria, se someten a un tratamiento de evaporación y centrifugación, del cual se obtiene como producto un efluente líquido que se trata mediante flotación. La grasa flotada se incorpora a cabecera del proceso y el rechazo del flotador es el residuo que constituyen las Aguas grasas 2.

3.2.7. Grasas lácteas

La industria de la que se obtuvieron las Grasas lácteas (PU) se dedica a la fabricación y envasado de productos lácteos para su distribución a toda Andalucía Occidental, el sustrato analizado procede de la EDARI instalada en la fábrica.

Esta EDARI consta de un flotador previo al tratamiento físicoquímico. El residuo incorporado es el rechazo de este primer flotador.

3.2.8. Grasas de restaurantes

Se obtuvo el sustrato Grasas de restaurante (CO) de una empresa dedicada a la retirada de las grasas. El sustrato consiste en la aguas con alto contenido en grasas que se concentran en las arquetas de retención de grasas del sector de la hostelería.

3.2.9. Aguas de fabricación de salsas

La industria de la que se obtuvieron las Aguas de fabricación de salsas (YB), se dedica a la elaboración de salsas. En la actualidad estas aguas son conducidas a un flotador eliminando las grasas. El sustrato procede de sus rechazos.

3.2.10. Aguas de fabricación de biodiesel “Aguas glicerosas”

También en el entorno de Sevilla, y muy próximo a dos de las EDAR que tenían previsto realizar codigestión, disponíamos de una instalación dedicada a la producción de biocombustibles, con gran disponibilidad de aguas glicerosas como residuo, con altos contenidos en glicerina, procedentes de los rechazos del proceso de la fabricación de biodiesel. La disponibilidad del residuo estaba en torno a las 10 t/semana, por lo que en principio resultaba interesante contemplarlo como posible sustrato. Un inconveniente de este sustrato es su alto contenido en sulfatos que, durante el proceso de codigestión, pueden transformarse en Sulfuro de hidrógeno.

3.2.11. Aguas aromatizadas

La industria de la que se obtuvieron las aguas aromatizadas (BC), se dedica a la destilación de aceites esenciales naturales y la fabricación de productos aromáticos naturales y sintéticos para la industria de perfumería, cosmética, alimentación y farmacéutica. Las aguas aromatizadas proceden de los rechazos de su fabricación.

3.2.12. Lixiviado de vertedero de RNP

El lixiviado procede de un vertedero de RNP.

Los lixiviados de RSU se forman por las transformaciones físicas, químicas y biológicas procedentes de la biodegradación de la fracción orgánica de los mismos, y su posterior percolación, en los vasos de los vertederos, de estas sustancias, junto con el agua contenida en ellos y la filtración del agua de lluvia a través de estos residuos.

Los lixiviados están formados por compuestos altamente contaminantes. La producción y gestión de estos lixiviados representa uno de los mayores problemas medioambientales y sanitarios de los vertederos (Montusiewicz and Lebiocka, 2011).

Según (Kjeldsen et al., 2002), la composición media de los lixiviados depende fundamentalmente de la cantidad y morfología de los residuos depositados, de la edad del vertedero y de su correspondiente tiempo de fermentación de los compuestos orgánicos depositados; además de la tecnología de los vasos de depósito y de las condiciones medioambientales, entre otras la temperatura y las precipitaciones.

Existe una gran relación entre la edad del vertedero y las características del lixiviado. A medida que aumenta la edad del vertedero, la DQO del lixiviado disminuye debido a la actividad de las bacterias Metanogénicas, al tiempo que se observa un aumento de la concentración de nitrógeno amoniacal. Con la edad, también se reduce la biodegradabilidad (Kulikowska., 2008) de los lixiviados.

Los componentes de los lixiviados se pueden clasificar en cuatro grupos:

1. Materia orgánica disuelta (derivada de la descomposición de la materia orgánica presente en los residuos): incluye Metano, ácidos grasos volátiles y compuestos más refractarios, como ácidos fúlvicos y húmicos.

2. Macrocomponentes inorgánicos que contienen: Calcio (Ca^{+2}), Magnesio (Mg^{+2}), Sodio (Na^{+}), Potasio (K^{+}), Amonio (NH_4^{+}), Hierro (Fe^{+2}), Manganeseo (Mn^{+2}), Cloruros (Cl^{-}), Sulfatos (SO_4^{-}), Fosfatos (PO_4^{-3}) y Carbonatos (HCO^{-3}).

3. Metales pesados: cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), níquel (Ni) y zinc (Zn).

4. Compuestos orgánicos xenobióticos: incluyen, entre otros, hidrocarburos aromáticos, fenoles, compuestos alifáticos clorados, pesticidas y plastificantes.

Otros compuestos que se pueden encontrar en los lixiviados son Boratos, Sulfuros, Arseniatos, Seleniatos, Bario, Litio, Mercurio y Cobalto.

En general estos últimos compuestos se encuentran en concentraciones muy bajas, por lo que su importancia se considera menor.

La composición media de un lixiviado puede ser la siguiente:

Parámetro	Cantidad (mg/ L)
pH	4,5-9
Sólidos Totales	2.000-60.000
Materia Orgánica	
DBO ₅	30-29.000
DQO	20-57.000
Nitrógeno orgánico	14-2.500
Macro-componentes inorgánicos	980-62.300
Metales Pesados	0,08-1.000

Tabla 6. Composición media de los lixiviados según (Kjeldsen et al., 2002)

3.2.13. Efluentes de fabricación de hidrocarburos

Efluente final generado en la producción de hidrocarburos a través de la valorización no energética mediante craqueo de residuos plásticos.

Las etapas del proceso son: pretratamiento de los residuos plásticos en seco, extrusión y craqueo posterior a 400 °C en ausencia de oxígeno, una destilación atmosférica posterior de los gases generados y por ultimo una destilación a vacío de la fracción pesada generada en la destilación atmosférica.

El efluente está compuesto por las siguientes corrientes:

- Efluente del separador de cabeza de la columna atmosférica (separación del agua que acompaña a la fracción orgánica condensada en la cabeza de dicha torres). Esta corriente acuosa es la que debe aportar DQO probablemente por los hidrocarburos disueltos que puedan llevar.
- Efluente del separador de cabeza de la columna a vacío (separación del agua que acompaña a la fracción orgánica condensada en la cabeza de dicha torre) Esta corriente debe aportar DQO, al igual que la anterior.
- Efluente del lavador de gases. Es la corriente principal y se trata de la purga del lavado de gases en contracorriente realizada con NaOH, de los gases incondensables en la etapa de destilación atmosférica.

- Efluente del oxidador térmico. Esta corriente es mínima y se trata de nuevo de agua de condensación de los gases que llegan al oxidador térmico.

3.2.14. Lixiviado de vertedero de RSU

Tratamiento, recuperación y valorización de los residuos: La Planta y el Vertedero son propiedad de la Mancomunidad de Servicios La Vega. La valorización de los residuos se presta no sólo a los municipios de la Mancomunidad sino a los municipios asociados y a las empresas privadas gestoras de residuos que tienen contrato con la entidad.

La generación mundial de residuos sólidos municipales es del orden de dos mil millones de toneladas por año, estimándose un aumento a tres mil millones en 2025 (Charles et al., 2009). El tratamiento de estos residuos consiste en su disposición bajo tierra o en vertederos controlados. De esta manera, el residuo queda aislado del exterior y se degrada de forma constante alejado de la población evitando cualquier tipo de peligro. La dificultad en los vertederos es el control del agua (drenaje superficial, lluvia y aguas subterráneas). Cuando el agua se filtra a través de los residuos en descomposición, extrae los componentes inorgánicos y orgánicos, que produce lixiviados contaminantes que pueden constituir un importante riesgo potencial para el ecosistema circundante y las poblaciones humanas (Pastor, 2002). La composición química de los lixiviados varía mucho según la antigüedad del vertedero.

3.2.15. Residuos del deshuesado de aceituna de mesa

El olivo es uno de los cultivos históricos más importantes de la cultura mediterránea, y hoy en día supone una de las mayores fuentes de riqueza agrícola en los países del sur de la UE, norte de África y Próximo Oriente. Pero, es España el principal productor y exportador del mundo de aceituna de mesa, en concreto la provincia de Sevilla, donde el sector tiene una importancia primordial. Precisamente por ello, es aquí donde más se tiene que incidir en la importancia de realizar una correcta depuración.

Durante el procesado de la aceituna se produce una gran cantidad de subproductos orgánicos procedentes, sobre todo, de la operación de deshuesado de la aceituna, donde

se genera el hueso con su pulpa interior acompañado de otros restos de distintos destríos de aceitunas fuera de especificaciones y una serie de subproductos de carácter orgánico derivados de su producción. Este subproducto se genera a lo largo de todo el año en este tipo de instalaciones.

El 12% de la aceituna procesada se transforma en este tipo de subproductos, lo que implica una gran cantidad generada en el conjunto del sector, unas 45.000 toneladas en Andalucía y 30.000 en la provincia de Sevilla. Un dato importante si se tiene en cuenta que España es el principal productor mundial de aceituna de mesa, ya que sólo en la temporada 2012-2013, produjo 487.000 toneladas, un 20% de lo que se produce en todo el mundo, según datos del Consejo Oleícola Internacional (COI).

Según los datos de la agencia andaluza de energía, Andalucía dispone de 1.400.00 ha de olivar, que produjeron, según los datos de la campaña 2014/2015, 4.000.000 de toneladas de aceitunas, de las cuales 3.700.000 toneladas fueron destinadas para la producción de 800.000 toneladas de aceite de oliva, generando un total de 370.000 toneladas de hueso triturado, y las 300.000 toneladas de aceitunas de mesa restantes, que generan unos 220.000 toneladas de hueso entero (Agencia Andaluza de Energía, 2015).



Ilustración 16. Deshuesado de Aceituna

3.3. Ensayo de Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

El Potencial Bioquímico de Metano (PBM), más conocido por sus siglas en inglés BMP (Biochemical Methane Potential), es un método basado en ensayos discontinuos que se realizan bajo condiciones anaerobias y permiten obtener información acerca de la biodegradabilidad de una mezcla de componentes y su capacidad para producir Metano.

Para la realización del ensayo con microdigestores de una sola etapa, se emplean a modo de reactor, botes de borosilicato de 250 mL. Estos botes quedan cerrados herméticamente por medio de un septum y un tapón de rosca.

En particular, los ensayos PBM son ampliamente utilizados para la estimación de la biodegradabilidad anaerobia o potencial de producción de metano (potencial metanogénico), así como para el estudio cinético del tratamiento de los residuos por digestión anaerobia. Si bien, este tipo de ensayos se han aplicado ampliamente para fangos de EDAR siguiendo mayoritariamente el protocolo descrito por (Field, J., Sierra-Alvarez, R., Lettinga, 1988), (Soto et al., 1993), (Fdz-Polanco et al., 2005).

El propósito de este tipo de ensayos es determinar la fracción de un residuo orgánico sólido que puede ser degradado anaeróbicamente, así como determinar su potencial metanogénico; es decir, la capacidad de dicho residuo para producir metano. La determinación de la biodegradabilidad de un residuo permite estimar la fracción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que puede ser transformada potencialmente en metano y la que no es degradada anaeróbicamente, bajo las condiciones del ensayo.

El potencial metanogénico de un residuo (PBM) se define como la producción específica última de metano para un tiempo de degradación infinito. En la práctica, el ensayo tiene una duración finita y el potencial se obtiene por extrapolación de la curva. Si en lugar de cuantificar la cantidad de metano se determina la cantidad de biogás total, tendremos el potencial de producción de biogás.

Debido a la mayor influencia de las condiciones ambientales en la solubilidad del dióxido de carbono, y por consiguiente, en la composición del biogás, el potencial metanogénico es un parámetro más representativo y fiable que el potencial de

producción de biogás. El PBM se suele expresar como el volumen de metano producido en condiciones normales (0 °C, 1atm) por unidad de residuo alimentado (kg SV). Debido a la complejidad de los residuos, no es posible conocer normalmente su composición, por lo que se utilizan los sólidos volátiles (SV) para describir su concentración.



Ilustración 17. PBM

A continuación se describen los principales parámetros que influyen en los ensayos de PBM, y el valor o rango de trabajo seleccionado para cada uno de ellos.

- Temperatura

Para los ensayos desarrollados se ha elegido la operación en condiciones mesófilas (35 °C), que es la más ampliamente empleada a escala real (mayormente por cuestiones económicas y de tradición).

- Inóculo

Se trata de un componente imprescindible para el arranque de la digestión anaerobia ya que es la principal fuente de biomasa metanogénica activa. Dado que el proceso global de degradación anaerobia es complejo y requiere la presencia de distintos grupos de microorganismos, el origen y naturaleza del inóculo tiene una clara influencia en la cinética y niveles de degradación obtenidos. Se suele utilizar el fango en digestión proveniente de una estación de depuración de aguas residuales. El uso de inóculo procedente de EDAR municipales es recomendado por diferentes autores y/o metodologías de bibliografía (Shelton and Tiedje, 1984), (Pagga and Beimbom, 1993).

El fango digerido proviene de los reactores anaerobios de una EDAR que trata las aguas residuales urbanas de la cuenca sur de Sevilla, Dos Hermanas y el polígono industrial La Isla.

- Sustrato

Se trata de la principal fuente de energía orgánica que se incluye en la mezcla inicial del ensayo. El sustrato que se ha elegido es fango mixto proveniente de la estación de una planta de tratamiento de aguas residuales (EDAR).

- Cosustrato

Se trata del residuo o mezclas de residuos cuya biodegradabilidad se quiere determinar.

- Relación sustrato o Cosustrato / microorganismos (S_0/X_0).

La cantidad de metano obtenida a partir de la degradación anaerobia de un determinado residuo está estrechamente relacionada con la composición del mismo. De este modo, una caracterización del residuo orgánico seleccionado que permita determinar su contenido de materia orgánica, así como la naturaleza de la misma puede resultar de utilidad a la hora de predecir, e incluso interpretar los resultados de un test PBM. Si bien es cierto que, las especies metanogénicas pueden utilizar como sustrato un número limitado de sustancias (ácido acético, ácido fórmico, CO_2 , H_2 , metanol, etc.). Las poblaciones bacterianas no-metanogénicas presentes en el consorcio de un reactor anaerobio son capaces de hidrolizar y/o fermentar una gran variedad de compuestos. En consecuencia, el número de moléculas orgánicas biodegradables bajo condiciones anaerobias es elevado, aunque hay que tener en cuenta que algunos compuestos son de naturaleza recalcitrante y no se degradan mediante el tratamiento anaerobio. Concretamente, la presencia de varios grupos orgánicos como los halógenos, los grupos alquilo o los grupos sulfo y nitro se ha relacionado con la imposibilidad de degradar determinadas moléculas complejas en procesos de biometanización.

Asimismo, otras sustancias como los hidrocarburos alifáticos saturados, los complejos lignocelulósicos y algunas sustancias húmicas, se consideran compuestos de muy poca biodegradabilidad en condiciones anaerobias.

Debido a la utilización de diferentes residuos y la composición de éstos, se lleva a cabo la Relación sustrato / microorganismos (S_0/X_0), el efecto de esta relación no se suele tener en cuenta en los protocolos normalizados existentes (Angelidaki et al., 2009a). Sin embargo, los resultados de biodegradabilidad se ven fuertemente afectados con el valor de la relación sustrato/microorganismos. Se ha encontrado un efecto positivo en la relación S_0/X_0 con la velocidad específica de producción de gas. A mayores relaciones mayor velocidad específica de producción de biogás. En el desarrollo de los ensayos se ha elegido una relación sustrato/inoculo de 0,5 gSVs/gSVi para todos los ensayos realizados.

- Número de réplicas.

La muestra de fango puede presentar alta heterogeneidad por lo que es conveniente distribuir el fango en cada ensayo de la manera más homogénea. A pesar de tomarse las precauciones adecuadas, no siempre se evitan los problemas derivados de este hecho. Con el fin de minimizar los efectos y obtener resultados fiables, es conveniente transferir el fango de manera aleatoria entre todos los ensayos y con la mayor mezcla posible. Por otra parte, se recomienda la realización de ensayos por triplicado (ASTM D5210-92, 2007), (ISO 11734, 1995). Todos los ensayos realizados se han realizado por triplicado.

3.3.1. Aplicabilidad de los test PBM

Los test PBM, u otros test discontinuos de biodegradabilidad anaerobia, se realizan con tres propósitos principales:

- Analizar la biodegradabilidad anaerobia mediante la determinación de la producción de biogás y metano.
- Cuantificar la actividad de un inóculo (material procedente de un tratamiento previo de digestión anaerobia que es utilizado como fuente de biomasa metanogénica activa para nuevos procesos anaerobios).
- Estudiar la inhibición de la digestión anaerobia causada por diferentes compuestos

3.3.2. Objetivos de los test PBM en esta investigación

Para llevar a cabo el objetivo general, se han seleccionado una serie de residuos cuyo co-tratamiento puede resultar ventajoso en términos energéticos y de centralización del tratamiento, puesto que la alternativa de la codigestión puede contribuir a solucionar la problemática de distintos sectores simultáneamente, así como a maximizar la valorización de los residuos orgánicos en cuestión. Por lo tanto, se han llevado a cabo una serie de ensayos experimentales que han permitido alcanzar los objetivos necesarios para lograr el principal fin que se persigue en este estudio.

A continuación se describe con más detalle los diferentes objetivos establecidos.

1. Estudio de diferentes residuos, en micro-digestores mediante la tecnología PBM.
2. Evaluar la viabilidad de los diferentes residuos de difícil gestión en un proceso anaerobio, comparando su producción de gas con la generada por un residuo ya conocido.
3. Evaluar la viabilidad de los residuos de difícil gestión junto al lodo de depuradora en un proceso de codigestión anaerobia, comparando su producción de gas con la generada por un residuo ya conocido.
4. Evaluar la viabilidad de la mezcla de residuos en un proceso de digestión anaerobia, comparando su producción de gas con la generada por un residuo ya conocido. Consiguiendo una estabilización del proceso y una producción de biogás constante y significativa.
5. Evaluar la viabilidad de la mezcla de residuos junto al lodo de depuradora en un proceso de codigestión anaerobia, comparando su producción de gas con la generada por un residuo ya conocido. Consiguiendo una estabilización del proceso y una producción de biogás constante y significativa.
6. Evaluar la viabilidad de las mezclas de diferentes residuos orgánicos en un proceso anaerobio, estudiando el incremento en la producción de gas del conjunto de residuos con respecto a su producción de gas individual.
7. Determinar los efectos del uso de residuos de diferente naturaleza en la biodegradabilidad y el potencial de producción de metano de lodo de EDAR.
8. Identificar el residuo más adecuado para llevar a cabo la codigestión a escala piloto.

9. Determinar la biodegradabilidad y el potencial de producción de metano de los distintos residuos orgánicos.

3.3.3. Procedimiento para la realización de los ensayos PBM

El ensayo PBM se ha realizado empleando un montaje de laboratorio, como se puede observar en la ilustración 13, para llevar a cabo los ensayos, se ha empleado a modo de reactor botellas de borosilicato de 250 mL, con un volumen útil de 300mL. El volumen de llenado de los ensayos es de 150 mL, dejando aproximadamente 150 mL para el biogás generado. Estos botes quedan cerrados herméticamente por medio de un septum y un tapón de rosca.



Ilustración 18. PBM

Se ha utilizado como inóculo, fango en digestión procedente de los reactores anaerobios de una planta de tratamientos de aguas residuales. En el trabajo de Angelidaki (Angelidaki et al., 2009b)(Angelidaki et al., 2009a), se describe un protocolo que incluye indicaciones y recomendaciones para realizar un test PBM de residuos orgánicos sólidos y cultivos energéticos, según el cual es aconsejable utilizar como inóculo fango procedente de reactores anaerobios.

Es conveniente introducir el inóculo y fango mixto en una cámara caliente a 35 °C durante al menos tres días antes de iniciar el ensayo. Este tiempo es suficiente para readaptar el lodo a la temperatura del ensayo.

En cuanto a la producción de biogás y de metano, se han cuantificado manualmente utilizando un transductor de presión (ifm PN 5007). Los valores de presión son convertidos a volúmenes, utilizando la ecuación de los gases ideales, mientras que la composición del biogás se determina utilizando baño de NaOH. La muestra de biogás se toma con una jeringuilla especial que permite su inyección directa para pasarlo por el baño. Al inicio del experimento se miden con mayor frecuencia tanto la presión, como la composición del biogás. Tras cada medida, se vacía el gas acumulado en el espacio superior de la botella hasta que la presión indicada por el transductor iguala el valor de la presión atmosférica. El tiempo de ensayo utilizado para los test de biodegradabilidad ha sido aproximadamente de 21 días.

Aparte del inóculo y del residuo, en la mezcla inicial se ha añadido bicarbonato hasta obtener una concentración de $5 \text{ gCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ y se ha ajustado el pH al mismo valor del que se encuentra el inóculo, empleando una disolución de HCl o una disolución de NaOH. Asimismo, se ha incluido una pequeña cantidad de una disolución que contiene varios macronutrientes, micronutrientes y elementos traza en una concentración de 1 mL L^{-1} .

Asimismo, se utiliza un ratio inóculo/sustrato ó cosustrato (ISR en sus siglas en inglés, es decir, Inoculum to Substrate ratio) de $0,5 \text{ gSV/gSV}$.

Los ensayos se han realizado en todos los casos por triplicado, incluyendo además ensayos paralelos con inóculo a modo de control (o blanco). Una vez preparados los ensayos, se han introducido en un baño termostático a 36°C , de tal forma que en todo momento se ha trabajado en el rango mesófilico de temperatura.

3.3.4. Procedimiento de los ensayos PBM

Para el estudio de los PBM se ha programado un seguimiento:

Día de Caracterización

Se debe hacer la caracterización del fango que se va a utilizar como inóculo o fuente principal de biomasa metanogénica activa, así como los sustratos. Por lo tanto, este día se dedica a la realización de las siguientes analíticas: Sólidos Totales, Sólidos Volátiles,

DQO (Demanda Química de Oxígeno total), Alcalinidad Total, Ácidos Grasos Volátiles, pH y Conductividad. El resultado de mayor urgencia por obtener se trata de los sólidos volátiles, se obtiene al día siguiente como viene contemplado en el protocolo de sólidos.

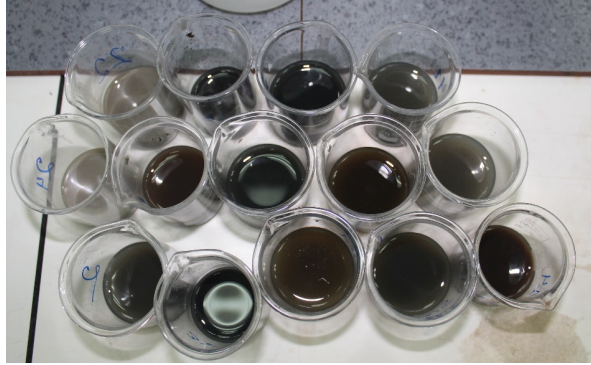


Ilustración 19. Caracterización Muestras



Ilustración 20. Determinación de gSV

Puesta en funcionamiento

Este día se toman los datos para el cálculo de los Sólidos volátiles del inoculo, sustrato y cosustrato, así como la mezcla de (sustrato y cosustrato). Para el cálculo del volumen sustrato (S_0) y el inoculó (X_0) correspondiente a una relación:

$$\frac{S_0}{X_0} = 0,5 \text{ gSV/gSV}$$

Ecuación 26. Relación Sustrato/ Inóculo

Para montar el test de biodegradabilidad, en primer lugar hay que poner en funcionamiento el equipo Shacker ajustando la temperatura a 36 °C. En cuanto a la preparación de las botellas para el ensayo, se realiza de la siguiente manera:

1. Inicialmente, se añade la cantidad de inóculo (fango) necesaria.
2. A continuación, se adiciona la cantidad de sustrato o cosustrato necesario, calculado mediante la relación sustrato/inóculo
3. El siguiente paso es pesar el bicarbonato en un peso de mayor precisión
4. La cantidad precisa de solución de nutrientes se toma con una pipeta milimetrada y se vierte al interior de la botella.

Las bacterias metanogénicas, además de tratarse de especies de lento crecimiento, precisan de ciertos nutrientes que pueden no hallarse en las cantidades suficientes en los sustratos que se utilizan en el ensayo. Por ello, se añade una solución para asegurar que el proceso no se vea limitado por una falta de nutrientes (Tabla 1).

Macronutrientes	Concentración	Unidades
NH₄Cl	170	gL ⁻¹
KH₂PO₄	37	gL ⁻¹
CaCl₂.H₂O	8	gL ⁻¹
MgSO₄.4H₂O	9	gL ⁻¹
Micronutrientes		
FeCl₃.4H₂O	2.000	mgL ⁻¹
CoCl₂.6H₂O	2.000	mgL ⁻¹
MnCl₂.4H₂O	500	mgL ⁻¹
CuCl₂.2H₂O	30	mgL ⁻¹
ZnCl₂	50	mgL ⁻¹
H₃BO₃	5	mgL ⁻¹
(NH₄)₆Mo₇O₄.4H₂O	90	mgL ⁻¹
Na₂SeO₃.5H₂O	100	mgL ⁻¹
NiCl₂.6H₂O	50	mgL ⁻¹

Tabla 7. Micro-Macronutrientes



Ilustración 21. Solución de Nutrientes

5. Se continúa con la corrección del pH añadiendo una disolución de HCl 3N poco a poco hasta alcanzar un valor cercano a 7,5.
6. Por último, se sellan herméticamente las botellas y se introducen en el equipo Shacker.



Ilustración 22. PBM antes de ser metidos al equipo Shacker

Analíticas inicio del ensayo

El día siguiente a la puesta en marcha o arranque del test PBM, se debe realizar una mezcla que represente cada uno de los ensayos realizados. La mezcla inicial de los ensayos, se procesa conforme a las características del residuo sólido al que corresponde. Las analíticas a realizar son las siguientes analíticas: Sólidos Totales, Sólidos Volátiles, DQO (Demanda Química de Oxígeno total), Alcalinidad Total, Ácidos Grasos Volátiles, pH y Conductividad.

Analíticas durante el Ensayo: Producción y Composición de Biogás

Durante los ensayos se mide periódicamente la presión del espacio superior de las botellas con el transductor digital.

Analíticas del final del ensayo

Aproximadamente, a los 21 días del inicio de un test PBM, éste se da por finalizado. Las analíticas a realizar individualmente con cada botella son: Sólidos Totales, Sólidos Volátiles, DQO (Demanda Química de Oxígeno total), Alcalinidad Total, Ácidos Grasos Volátiles, pH y Conductividad.



Ilustración 23. Caracterización del PBM al finalizar los 21 días (DQO).

3.3.5. Componentes de la mezcla PBM

Las mezclas iniciales preparadas para llevar a cabo los diferentes ensayos de este proyecto, están compuestas de los materiales de naturaleza orgánica que se describen a continuación.

1. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de **Codigestión anaerobia de Fango mixto y Cosustratos**, se ha estudiado la complementariedad de estos con el lodo de depuradora
 - a. Inóculo
Fango en digestión proveniente de la estación de una planta de tratamiento de aguas residuales.
 - b. Sustrato

Dada su problemática de gestión, se ha optado por estudiar la codigestión del fango mixto de la EDAR de la cuenca sur de Sevilla “Copero”.

c. Cosustrato

Residuos cuya biodegradabilidad se quiere determinar.

Para la realización de los PBM, se ha procedido a realizar una mezcla de sustrato y cosustrato con una relación de 100 mL de sustrato (fango mixto) y diferentes proporciones de cosustrato.

- Fango mixto y Lixiviado
 - a) 1,4 %v/v de lixiviado en Fango mixto
 - b) 2,6% v/v de lixiviado en Fango mixto
 - c) 5 %v/v de lixiviado en Fango mixto
- Fango mixto y Deshuesado de aceituna.
 - a) 2 ppm de Deshuesado de aceituna en Fango mixto
 - b) 10 ppm de Deshuesado de aceituna en Fango mixto
 - c) 26 ppm de Deshuesado de aceituna en Fango mixto
- Fango mixto y cosustrato PE
 - a) 38,4 % v/v de cosustrato PE en Fango mixto

3.4. Reactor Continuo de Mezcla Completa de 56 L. PP2

Son el sistema anaerobio más antiguo que existe, cuyo principio es el de un tanque agitado continuamente con o sin recirculación.

También llamados CSTR del inglés Continuously Stirred Tank Reactor. En estos reactores, el tiempo de retención celular (TRC) es igual o mayor que el tiempo de retención hidráulico (TRH), para que la reacción pueda llevarse a cabo. La agitación del reactor se suele llevar a cabo mediante una agitación mecánica (con palas), hidráulica (bombas) o neumática (recirculación con difusores de gas) (Aznar, R.; Jimenez, 1993)

Son digestores de bajo rendimiento, dado que hay una descarga de biomasa conjuntamente con la del efluente. Además, son susceptibles de malfuncionamiento

provocado por una sobrecarga o como consecuencia de una entrada de compuestos tóxicos en el sistema (Rintala, 1999). Su principal aplicación es el tratamiento de lodos procedentes de otros procesos.

Los TRC están comprendidos entre 12 y 20 días y las cargas orgánicas aplicadas (COA) son del orden de 1 a 5 kg DQO. m⁻³. d⁻¹.

El digestor empleado presenta un cuerpo cilíndrico de doble camisa apoyado en una estructura propia. Debido a la complejidad del digestor, y a las diferentes salidas y entradas de agua y gases necesarias para su correcto funcionamiento, posee tres salidas laterales a diferentes alturas en un eje vertical, dos por debajo en la parte central y una tapadera independiente con cuatro nuevas salidas, una central y tres dispuestas a su alrededor representando los vértices de un triángulo. En la cúpula se almacenan los gases producidos en la digestión. La cubierta se encuentra impermeabilizada de forma que no se presente ninguna fuga de biogás. La unión de la estructura central y la cúpula se realiza con tornillos de rosca y tuerca ajustando el contacto entre ambas superficies con una pieza de goma.



Ilustración 24. Digestor Anaerobio Piloto 56L.

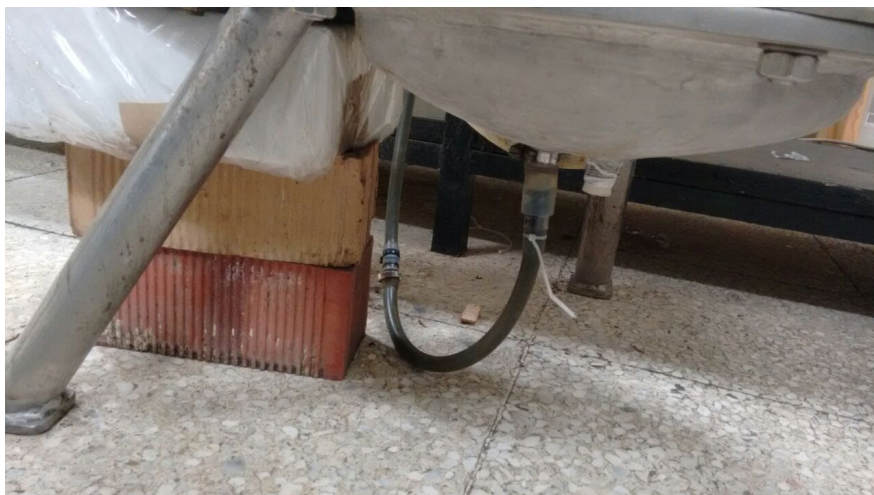


Ilustración 25. Parte inferior digestor Anaerobio Piloto 56L.

Parte principal del proceso, el digestor es el receptáculo donde se introduce la materia orgánica mezclada con el fango y en el cual se produce la digestión anaerobia, por ello a continuación se describen de forma más detallada sus características:

- Reactor de acero inoxidable encamisado de doble cilindro concéntrico y tapas troncocónicas, 56 L de volumen útil.
- Cilindro interior de acero inoxidable DN 300mm, Dext 306 mm, Dint 301 mm y grosor de pared de 2,5 mm. 760 mm de alto.
- Cilindro exterior de acero inoxidable DN 350 mm, Dext 354mm, Dint 349 mm y grosor de pared de 2,5 mm. 760 mm de alto.
- Tapa superior con tres aperturas de Dint 30 mm para sondas y dos aperturas con roscas Witworth de 1/2" para entrada/salida de fluidos.
- Tapa inferior con dos aperturas con roscas Witworth de 1/2" para entrada/salida de fluidos.
- Unión de cilindros y tapas con bridas atornilladas de Dext 454 mm, Dint 301 mm y grosor de 10 mm. 6 tornillos y tuercas de 12 mm y los correspondientes agujeros. Junta de goma con los diámetros de las bridas y grosor de 5 mm.
- Una entrada y una salida a la camisa con roscas Witworth de 3/8".
- Tres salidas al reactor con roscas Witworth de 1/2" a diferentes alturas.
- Dos válvulas de bola de 1/2" H-H para las salidas inferior y media a modo de grifo para toma de muestras intermedias.

3.4.1. Tapa del Reactor Anaerobio 56 L. PP2

El digestor posee una tapadera independiente con cinco aperturas, dos centrales y tres dispuestas a su alrededor representando los vértices de un triángulo, a través de una de ellas se introduce la mezcla a digerir por medio de una de sus aperturas centrales, la otra obertura central será utilizada como salida de gas producido para proceder a su medida. Además podremos utilizar las aperturas dispuestas en triángulo para introducir los sistemas de medición y toma de datos (sensor de pH, conductivímetro, termómetro, etc.).



Ilustración 26. Cúpula del Digestor anaerobio Piloto 56 L

Como se ha comentado anteriormente las aperturas centrales se utilizan para alimentar el digestor y como salida del gas producido en la digestión.

En las aperturas laterales se observan los distintos instrumentos de medida, en concreto medidores de pH, conductividad, redox y termómetro.



Ilustración 27. Sensores Digestor anaerobio piloto 56 L

Para la alimentación del reactor y el vaciado del mismo se utilizan bombas peristálticas (MASTERFLEX). Para alimentar el digestor se programa dicha bomba para que alimente poco a poco y no produzcan gran inestabilidad. El programa de alimentación elegido es alimentar a 45 revoluciones por minuto, alimentando un segundo y descansando 99, con una duración aproximada de tres horas para completar el proceso. El cubo de alimentación está asociado a una varilla agitadora para que la mezcla de residuos de alimentación sea homogénea. Se alimenta una vez al día introduciendo 1600 mm de fango de depuradora con una cantidad determinada de cosustrato. Es muy importante que todas estas aperturas queden herméticas para evitar la entrada de aire exterior al digestor así como la pérdida de los gases de la digestión al exterior.

3.4.2. Baño térmico

El digestor anaerobio piloto cuenta con una doble capa de acero, quedando una cavidad entre ambas capas por la cual circulará el agua que utilizaremos para controlar la temperatura de la mezcla. Para la entrada del agua se utiliza una de las aperturas laterales del digestor piloto, concretamente la que se encuentra en la parte superior, en el lado opuesto a las otras tres aperturas dispuestas en la misma línea vertical con las que cuenta el digestor piloto de 56 L. Esta apertura está conectada con la salida inferior situada en el lado opuesto junto a las aperturas anteriormente mencionadas, por ella sale el agua que se dirige hasta el sistema de refrigeración, a través de una goma instalada. Un baño térmico en el que está instalada una bomba con una resistencia incorporada, la cual circula y calienta el agua, manteniendo su temperatura estable en todo el circuito.

Como se ha comentado en anteriores apartados, vamos a trabajar en el rango de las bacterias mesófilas, normalmente entre 25-35 °C, mantendremos el agua del baño térmico a unos 30 °C aproximadamente mientras dure el experimento.

3.4.3. Agitación

Para que se produzca una mezcla homogénea en el interior del digestor y la digestión se produzca de la manera más uniforme posible, se ha instalado un sistema de recirculación de fluidos. En este sistema se hace salir el fluido tratado por una de las aperturas de la parte superior del digestor, a través de una goma conectada a una bomba de centrifuga, que recircula el fluido nuevamente al digestor por una de las aperturas de la tapa inferior. Con ello conseguimos un nivel de agitación, que permita que la mezcla sea homogénea y la digestión uniforme. No será necesaria ni conveniente una excesiva agitación que evite el contacto entre moléculas, por lo cual se regula una velocidad de giro a pocas revoluciones.

Quedan aún tres aperturas que se utilizan como salida: una situada en la parte inferior del digestor anaerobio de 56 L, utilizada para el vaciado del mismo una vez sea necesario sustituir la materia orgánica ya digerida y comenzar de nuevo el proceso.

3.4.4. Sistema de recogida de gases

El gas producido sale por una de las aperturas superiores de la tapadera y es conducido por una goma hasta un contador de fluidos. A través de dicho contador se obtiene la medida del caudal de biogás producido por el reactor piloto, en un ciclo y/o día. Entre éste y el sistema se coloca una botella, como seguridad en el caso de desbordamiento. Tras ser medido por el contador el gas es reconducido por un tubo de salida hacia el exterior o salida de gases.



Ilustración 28. Medidor de Gas del digester anaerobio piloto

Para realizar todas las conexiones se utilizan gomas de 8 mm de diámetro, uniones de PVC en forma de T o codos, bridas de ajuste y grifo de cierre manual de PVC para las salidas. Todas las uniones deben de estar correcta y herméticamente conectadas para evitar pérdidas o fugas.



Ilustración 29. Digester anaerobio piloto 56 L

3.5. Diseño y puesta a punto de la plantas piloto PP1

Planta Piloto PP1 (EDAR Copero).

En la segunda parte de 2011, comenzamos con las primeras propuestas de bocetos para el diseño de la planta piloto.

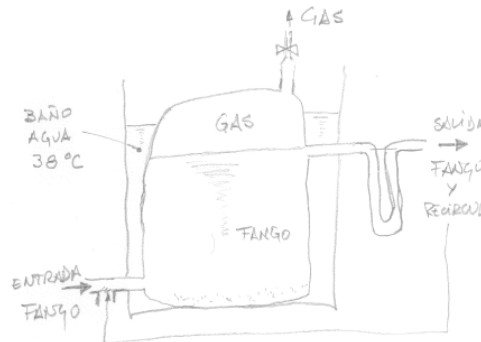


Ilustración 30. Boceto inicial de planta piloto.

En enero de 2012 contactamos con una empresa que había trabajado en un proyecto experimental para unas pruebas de codigestión. Había construido una planta piloto de 450 L, muy similar en bastantes aspectos a nuestros esquemas previos.

Vimos su facilidad para adaptarla a nuestra idea, y finalmente esta fue la planta piloto se instaló en una de las EDAR de Sevilla.

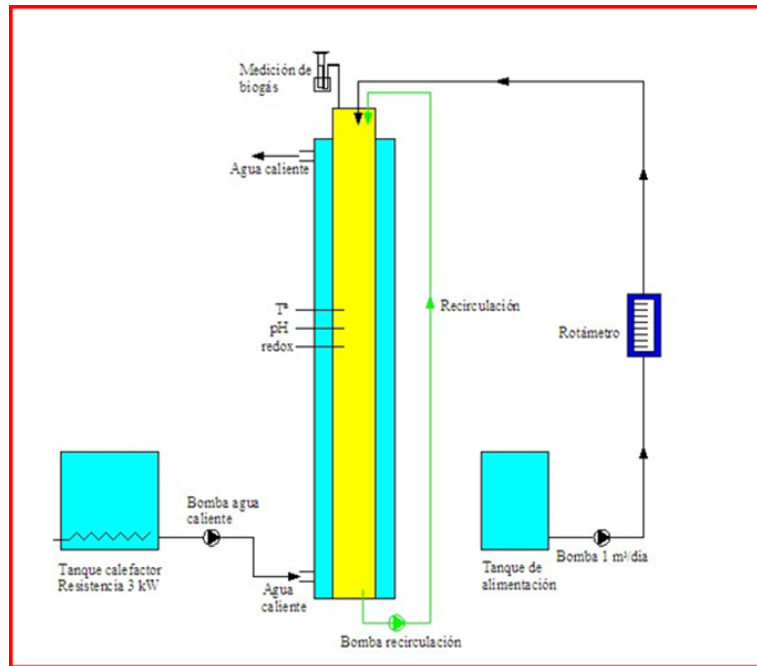


Ilustración 31. Diagrama de la planta piloto PP1 (450 L)

Después de hacer algún reajuste e instalarle un caudalímetro de gas (que luego debería ser sustituido), se instaló en la EDAR Copero (EMASESA, Sevilla), terminando su instalación en los primeros días de febrero. Se puso en servicio el 16 de febrero de 2012.



Ilustración 32. Conjunto del sistema piloto PP1 (450 L).

DIGESTOR : 13 L DE FANGOS MIXTOS									
Ensayo Nº	Día de experimento	Producción gas (m3)	SS (%)	SSV (%)	pH	T° (°C)	Alcalinidad (mg/l CaCO3)	Acidez (mg/l CH3-COOH)	Ratio
20/02/2012	1								#iDIV/0!
21/02/2012	2								#iDIV/0!
22/02/2012	3								#iDIV/0!
23/02/2012	4								#iDIV/0!
24/02/2012	5								#iDIV/0!
25/02/2012	6								#iDIV/0!
Ratio						HRT	Carga entrada	Carga entrada	
DQO (mg/l)	Nt (mg/l)	Pt (mg/l)	NH4+ (mg/l)	DQOdisuelto (mg/l)	Ntdisuelto (mg/l)	Ptdisuelto (mg/l)	NH4+disuelto (mg/l)	OBSERVACIONES	Dias
									kg SSV/m3/dia
									kg DQO/m3/dia
									#iDIV/0!
									#iDIV/0!
									#iDIV/0!
									#iDIV/0!
									#iDIV/0!

Tabla 8. Ficha para uso de laboratorio y control.

Y en una ficha de control de los parámetros de proceso por parte de los operadores de la EDAR Copero.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	PLANTA PILOTO DE CODIGESTION									
2										
3	** A las 20:10 horas del 16/02/2012 se llena la planta piloto.									
4										
5	FECHA Y HORA	TEMPERATURA AGUA (°C)	TEMPERATURA FANGO (°C)	CAUDAL DE GAS (m³)	consigna T° agua (°C)	funcionamiento resistencia 1	funcionamiento resistencia 2	funcionamiento bomba agua	funcionamiento bomba recirculación	
6										
7										
8										
9										
10										
11										
12										
13										
14										
15										

Tabla 9. Seguimiento de funcionamiento de la planta piloto.

A su vez, también se diseñó un protocolo para la alimentación y seguimiento de funcionamiento de la planta piloto cuando comenzaron las primeras pruebas.

Las especificaciones técnicas de la PP1 se detallan a continuación:

Digestor de 5 metros de altura, presenta una altura útil de unos 4,60 metros de altura, para asimilarse a la altura de un digestor real de la EDAR. Íntegramente fabricado en acero inoxidable.

Cuenta con una camisa interior a través de la cual circula agua caliente para mantener en fango digerido a la temperatura deseada.

Dispone también de sifón superior de rebose de fango como válvula de seguridad para evitar que se produzcan sobrepresiones y descargas peligrosas.

Los elementos auxiliares de este digestor son los siguientes:

- Depósito de agua caliente: cuenta con un depósito de unos 45 litros de capacidad donde se localiza el agua y dos resistencias que la mantienen a la temperatura deseada para los ensayos (36 °C) que se llevan a cabo.

La bomba de recirculación del agua es una Bominox SIMPLEX a 3000 rpm.



Ilustración 33. Depósito de agua caliente

- Bomba de recirculación de fango: el fango es captado de la parte alta del digestor y vuelve al interior del digestor por la parte inferior. Así se consigue que el fango de digestión esté en un movimiento continuo y suave lo que permitirá la perfecta mezcla y homogenizado del fango localizado en el interior del digestor. La bomba utilizada es una Netzsch con caudales de trabajo de 120 a 500 L/h a 332 rpm con una presión y temperatura de trabajo de 2 bar y 40 °C respectivamente.
- Bomba de alimentación y depósito nodriza: consta también de un depósito también realizado en acero inoxidable, y conectado con una bomba de impulsión que introduce el fango necesario para alimentar al digestor.

La bomba de alimentación es una bomba mono Modelo CGG233R1/Z con una presión máxima de 5 bares, velocidad de trabajo 254 rpm y una temperatura máxima de trabajo de 20°C. Las características del motor tanto del agitador como de la bomba son las siguientes:

Bonfiglioli	
50 Hz	0,55 kW
60 Hz	0,65 kW

Tabla 10. Características del agitador y la bomba.



Ilustración 34. Agitador y bomba de alimentación.

Por la parte superior del digestor se produce el rebose, al mismo tiempo que se va alimentando fango por la parte inferior del mismo. De este rebose es de donde se toman las muestras, para el análisis diario del fango digerido, con el fin de controlar las variables del proceso de digestión.

- Caudalímetro de gas. La salida del biogás está conectada a un caudalímetro para controlar su producción.

El caudalímetro inicial tuvo que ser sustituido por sus continuas obstrucciones y falta de fiabilidad en las mediciones. Fue sustituido por un contador de gas normalizado, con mucha mayor resistencia a las obstrucciones.



Ilustración 35. Caudalímetro de gas.

- Cuadro de maniobra. Para cumplir la normativa vigente se instalaron protecciones generales de la línea eléctrica y de los motores, además de incorporar parada de emergencia.

Desde el cuadro de maniobras se controlan los siguientes elementos:

- Agitador, Bomba de llenado, bomba de recirculación, bomba de agua, resistencia 1 y 2. Mediante un selector Manual- Automático y contactor.
- Consignas de temperatura para activación de las dos resistencias a través de un termostato JUMO.
- Señales de información del termostato JUMO en el interior del digestor.
- Temporizadores para bombas de alimentación y motor de agitación.

El cuadro dispone de un transformador a 24 voltios para maniobra y señales, también cuenta con un interruptor de nivel de seguridad, para evitar que las resistencias se activen si que el depósito no contiene agua.

3.6. Métodos analíticos

A continuación, se describen de forma breve las técnicas analíticas usadas (Standard Methods for the examination of water and wastewater, (APHA, 1998)).

Para el análisis de los procesos se han determinado cada uno de los factores que se indican a continuación. Dichos factores son los que se han considerado variables clave para el seguimiento y chequeo del proceso.

3.6.1. Determinación del pH

La determinación electrométrica del pH se basa en la medida de la actividad de los iones de H^+ por mediciones potenciométricas utilizando, un electrodo indicador de vidrio, otro de referencia y tampones de pH 4 y 7.

La fuerza electromotriz (fem) producida en el sistema de electrodo de vidrio, varía linealmente con el pH y esta relación se describe comparando la fem medida con el pH de diferentes tampones. El pH de la muestra se determina por extrapolación.

La temperatura afecta a la medida del pH de dos formas, efectos mecánicos producidos por cambios en las propiedades de los electrodos y efectos químicos causados por cambio de equilibrio. De esta forma, es conveniente proceder a la medida del pH de la muestra siempre a la temperatura ambiente.

Un pH elevado indica una baja concentración de iones H^+ , y por tanto un medio alcalino. Por el contrario, un pH bajo indica la acidificación del medio. Dado que los principales microorganismos involucrados en este proceso trabajan de forma óptima en un rango de pH de 7-8, éste debe mantenerse cercano a la neutralidad.

Se ha utilizado un pH-metro CRISON GLP 21+ que contiene una sonda portátil CRISON (5200T).

3.6.2. Determinación de la conductividad eléctrica (CE)

La conductividad es una medida de la propiedad que poseen los iones presentes en disolución acuosa para producir corriente eléctrica. La conductividad que varía en función de la temperatura, está estrechamente ligada a la concentración de sustancias disueltas y a su naturaleza.

Las sales minerales (sustancias inorgánicas, ácidos, bases) son en general, buenas conductoras. Por el contrario, los compuestos orgánicos que no están disociados tienen escasa conductividad. La conductividad eléctrica de las aguas superficiales suele encontrarse en el intervalo entre 200 y 1.000 μScm^{-1} , mientras que las aguas subterráneas presentan valores algo mayores, ente 500 y 1.500 μScm^{-1} . El intervalo de conductividad para las aguas residuales urbanas oscila entre 1 y 4 mScm^{-1} .

Esta medida no da una idea precisa de la carga contaminante, pero sí orienta en sus posibles usos en aplicaciones agrarias.

La conductividad eléctrica es una expresión de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica, que es función de la presencia de iones en disolución y de su concentración total.

La medida de CE ofrece una importante información sobre el contenido en sales de las aguas, relacionado con los sólidos totales, el grado de mineralización y requerimientos previos para otras analíticas.

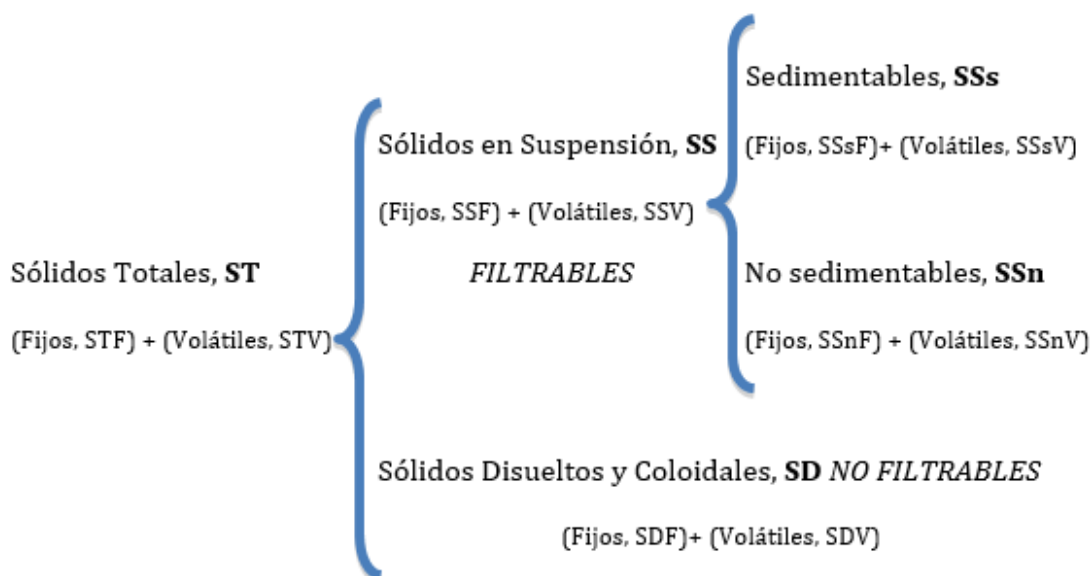
La CE se determina utilizando un equipo multiparamétrico Eutech, modelo PCD 650, con sonda de cuatro células en vidrio-platino, que permite tomar medidas de la conductividad, resistividad, salinidad y sólidos disueltos totales.

Presenta una precisión de $\pm 0,08 \text{ mS cm}^{-1}$.

Los resultados se expresan como mS cm^{-1} .

3.6.3. Sólidos Totales (ST): Sólidos totales fijos (STF) y Sólidos totales Volátiles (STV)

Es la característica física más importante del agua residual. El término engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Es un parámetro bastante importante en el control de procesos físicos y biológicos. El contenido en materia sólida del agua residual está formado por varias fracciones que engloban tanto los sólidos orgánicos como inorgánicos.



Con la medida de los sólidos totales fijos y volátiles, es posible determinar la cantidad de materia sólida inerte y la cantidad de materia orgánica o biomasa existente en la muestra.

Equipos necesarios: Balanza analítica, estufa y mufla

Material: Cápsula, espátula

Previamente, se debe preparar la cápsula donde se va a proceder al análisis de la muestra. Si en la medición se pretende analizar SV, se debe incinerar la capsula a 550 ± 50 °C durante al menos 1 hora en una mufla. Si por lo contrario, solamente se pretende hacer el análisis de los ST, se debe calentar la cápsula a 103-105 °C durante al menos 1 hora en una estufa. Después de preparar la cápsula, se debe conservar en un desecador y pesar inmediatamente antes de usar. Lo más cómodo es realizar primero los sólidos totales y después de pesarlo, llevarlo a la mufla y obtener así los volátiles.

Para realizar el análisis de los Sólidos totales se vierten 25 mililitros en una cápsula, la cual se ha pesado con antelación. Posteriormente, se introduce en la estufa durante 24 horas. Transcurridas las 24 horas, se debe dejar en el desecador unos 20 minutos y pesarla en la balanza analítica.



Ilustración 36. Crisoles dentro de la Estufa

Para determinar los sólidos volátiles, la misma muestra con la que se ha medido los sólidos totales se llevan a la mufla a 550 °C durante 20 minutos. Al sacar la cápsula transcurridos los 20 minutos, se lleva a la estufa para suavizar la temperatura con la intención de no producir un cambio brusco de temperatura y producir un error de pesado. Se repite el proceso y, en este caso se lleva el recipiente al desecador durante 10 minutos. Por último, se vuelve a pesar la cápsula y se anota el valor añadido.

$$ST = \frac{B - A}{V} * 1000 \qquad SV = \frac{B - C}{V} * 1000$$

Siendo:

ST: Sólidos totales (g.L⁻¹).

SV: Sólidos volátiles (g.L⁻¹).

A: Tara de la cápsula vacía (g).

B: Peso de cápsula + muestra tras 24 horas a 105 °C.

C: Peso de cápsula + muestra tras 20 minutos a 550 °C.

V: Volumen de muestra (L).

3.6.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO representa la cantidad de oxígeno necesario para oxidar por vía química la totalidad de la materia orgánica. El requerimiento de oxígeno químico, se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. Para las muestras de una fuente específica, la DQO puede relacionarse empíricamente con la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO_5). La prueba es útil para monitorizar y controlar después de haber establecido la correlación. Se prefiere el método del reflujo dicromato a los procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad, a una mayor variedad de muestras y a su fácil manipulación. La oxidación de la mayoría de compuestos orgánicos es del 95 al 100 por 100 del valor teórico. La piridina y los compuestos relacionados con ella resisten a la oxidación, y los compuestos orgánicos volátiles solo son oxidados en la medida en que permanecen en contacto con el oxidante. El amoníaco, presente en la materia orgánica que contiene nitrógeno, o liberado desde ella, no es oxidado en ausencia de una concentración significativa de iones cloruro libres. El contenido en cloruros no debe superar los 1.000 mgL^{-1} .

La DQO representa la cantidad de oxígeno necesario para oxidar por vía química la totalidad de la materia orgánica.

La DQO se determina titulométricamente por la oxidación con dicromato potásico, según el método de reflujo cerrado.

Tras haber tomado 10 mL de la muestra y enrasar hasta 2 litros, se procede a tomar 5 mililitros, introduciéndolo en un tubo de ensayo. A continuación, se añaden 3 mL de disolución de digestión de dicromato potásico 0,066 N y 7 mL de reactivo ácido sulfúrico de plata (catalizador) de forma que se cree una capa de ácido debajo de la disolución de digestión de la muestra.

Se debe tener mucho cuidado ya que se produce una reacción fuertemente exotérmica, por lo que el tubo se calienta a añadir los reactivos.

Colocar los tubos en el termoreactor, previamente calentado, a 150°C y mantener la digestión durante 2 horas.



Ilustración 37. Tubo de ensayo, DQO salida termoreactor

Una vez transcurridas las dos hora, se enfría a temperatura ambiente. Una vez enfriadas las muestras, se procederá a su valoración y para ello, se abre el tubo, se añaden tres gotas de indicador de ferroína, un imán de agitación y se valora con una disolución sulfato de hierro y amonio (sal de Möhr, 0,025 N). El punto final de la valoración se observa con un marcado cambio de color de azul verdoso a marrón rojizo, aunque el azul verdoso puede volver a aparecer pasados unos minutos.

La disolución sal de Möhr debe ser estandarizada a diario frente a una disolución patrón de dicromato potásico de la siguiente forma: tomar 5 mL de agua destilada en un tubo de ensayo, añadiéndose los reactivos en las cantidades especificadas anteriormente.

El volumen obtenido en la valoración con la sal de Möhr se introduce en la siguiente fórmula para calcular el dato de DQO. Se expresan en mg de O₂, necesarios para oxidar un litro de muestra (mg.L⁻¹).

$$DQO \text{ en mg de } O_2/L = \frac{(A - B) * M * 8000 * Fd}{ml \text{ de muestra}}$$

Donde,

A: Volumen de sal de Möhr utilizados para el Blanco

B: Volumen de sal de Möhr obtenido en la valoración de la muestra

M: La molaridad de la sal de Möhr,

8000: La constante de equivalencia

mL de muestra: Volumen de muestra analizada.

Fd: Factor de dilución

3.6.5. Determinación de la Alcalinidad Total y Soluble

La medición de la alcalinidad sirve para fijar los parámetros de tratamiento químico del agua, así como para ayudarnos al control de la corrosión y la incrustación en los sistemas que se utiliza agua como materia prima o en su proceso.

Este método es aplicable para la determinación de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, en aguas naturales, domesticas, industriales y residuales, aunque también puede incluir boratos, fosfatos y otras bases presentes.

3.6.6. Alcalinidad Total

Para su análisis se recogen 25 mL de la muestra, a los que se le añade 100 mL de agua destilada en un erlenmeyer. Se realiza una valoración de ácido clorhídrico 0,1 N. Se mide el pH de la muestra en un inicio, debiendo estar cercano a la neutralidad. A medida que se añade el ácido fuerte el pH va bajando hasta que llega a pH 4, donde se para la valoración y se anota el volumen de ácido utilizado indicado en la bureta desde la que se añade el ácido.

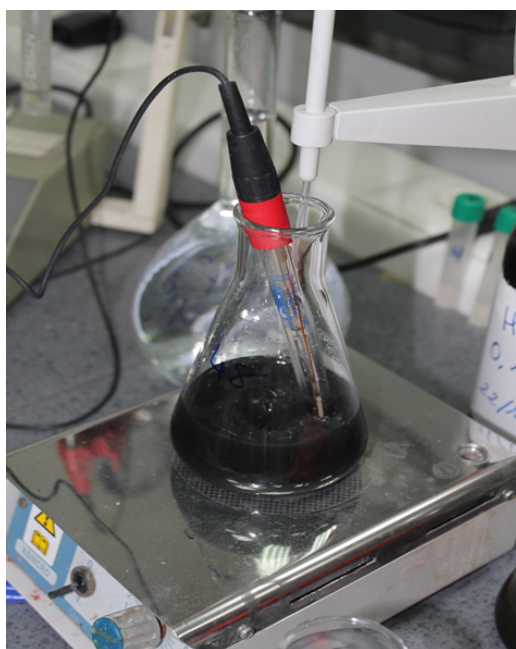


Ilustración 38. Valoración Alcalinidad

La alcalinidad se calcula con la siguiente fórmula:

$$\text{Alcalinidad} \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) = \frac{Vt * N * 50000}{\text{ml de muestra}}$$

Donde,

Vt: Volumen de disolución de HCl gastado en la valoración (mL),

N: Normalidad del ácido estándar utilizado,

mL de muestra: Volumen de muestra utilizado (mL)

50000: Es una constante de equivalencia.

Los resultados son expresados como mg.L^{-1} de CaCO_3 o acético.

3.6.7. Alcalinidad Soluble

Se realiza de la misma manera que el proceso anterior, pero con la salvedad de filtrar o centrifugar la muestra en un inicio. Los 25 mL de muestra inicial junto con los 100 mL de agua destilada, son filtrados en una bomba de vacío con un filtro de 0,7 μm de diámetro de poro. Con la filtración se consigue retirar los máximos sólidos posibles encontrados en la muestra. Otra forma de retirar los sólidos de la muestra es centrifugándola durante 10 minutos a 3000 r.p.m.

Para su centrifugado se reparten los 25 mL de muestra iniciales en tubos de centrifuga, con un volumen equitativo en todos ellos. Estos tubos son centrifugados tres veces, en primera instancia con la adición de 25 mL de agua destilada, se añade 50 mL de agua en la segunda y otros 25 mL en la tercera. Entre centrífuga y centrífuga se retira el sobrenadante de los tubos a un Erlenmeyer, el cuál será objeto de nuestro análisis.

Tras el centrifugado o filtrado de la muestra, se realiza el análisis tal y como se ha explicado anteriormente, calculando el valor de alcalinidad soluble con la misma fórmula que su homónima alcalinidad total.

3.6.8. Determinación de la acidez total

La acidez total marcan el punto de estabilización, indicando un correcto funcionamiento en las cinéticas de las reacciones de producción y eliminación de estos ácidos. Los AGV son el ácido acético, propiónico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico.

Para realizar el análisis más rápidamente se debe aprovechar el proceso anterior donde calculábamos la alcalinidad. Una vez terminado el análisis se recoge el erlenmeyer y, se pone a calentar en la placa calefactora

Cuando llegue al punto de ebullición y comience a hervir, se debe dejar durante tres minutos de reloj y, una vez pasados se retira el erlenmeyer de la placa y se deja enfriar a temperatura ambiente.

Una vez frío se realiza una valoración de la misma forma que en el análisis de alcalinidad, empleando esta vez una base fuerte, como es el hidróxido sódico (NaOH). Se mide el pH, bajo en sus inicios debido al ácido clorhídrico añadido en el proceso anterior, hasta llevarlo a pH 7 con la adición de la base fuerte. Tal y como se realiza en el análisis de alcalinidad, se anota el dato de volumen de base gastado en el proceso



Ilustración 39. Valoración muestra para determinar Acidez Total.

La acidez total se calcula con la siguiente fórmula:

$$Acidez\ total\left(\frac{mg\ CaCO_3}{L}\right) = \frac{Vt * N * 50000}{ml\ de\ muestra}$$

Donde,

Vt: Volumen de disolución de NaOH gastado en la valoración (mL),

N: Normalidad de la base estándar utilizada,

mL de muestra: Volumen de muestra utilizado (mL)

50.000: Es una constante de equivalencia.

3.6.9. Producción de Biogás de los PBM

La producción de biogás es un parámetro significativo de la biodegradabilidad. Los gases producidos son el producto final del metabolismo de las bacterias anaerobias (vía catabolismo). Además, el análisis de su composición, sobre todo del metano y el dióxido de carbono, nos proporcionan una medida indirecta de la actividad de las bacterias metanogénicas. En cuanto a los PBM, el volumen de biogás producido se cuantifica manualmente utilizando un transductor de presión (ifm PN 5007), tal y como se observa en la ilustración 45.



Ilustración 40. Funcionamiento Medidor de Presión

Para realizar la medida de presión se coloca una aguja en el medidor y se introduce en el septum del PBM reflejando la presión medida en bar, ilustración 45.

Los valores de presión son convertidos a volúmenes utilizando la ecuación de los gases ideales. El cálculo teórico basado en esta ley, funciona suponiendo que la solubilidad

del metano en el medio es despreciable. El aumento de la presión se relaciona con un aumento en el número de moles del sistema.

La producción de metano se calcula a partir de las medidas de presión de biogás y de los resultados de la composición del mismo. Se han realizado periódicamente medidas de la composición del gas. Para determinar la composición del gas se ha basado en hacer pasar el gas producido por un baño de NaOH, donde queda precipitado el CO₂ y por tanto el volumen medido por el contador corresponde al metano.

La producción de Biogás se calcula a partir de los datos de presión. Para calcular el volumen de Biogás producido se utiliza la siguiente fórmula:

$$V_{Biogas} = \left(\frac{V_{camara\ gas} * T}{Presion * T_{Ensayo}} \right) * \left(\frac{Presion\ medida}{mb} \right)$$

De donde;

V cámara gas: Volumen de la cámara de gas del PBM (litros)

T: Temperatura de referencia (273K)

T Ensayo: Temperatura del ensayo (K)

Presión medida: presión medida en los ensayos (mbar)

Mb: 1,101325

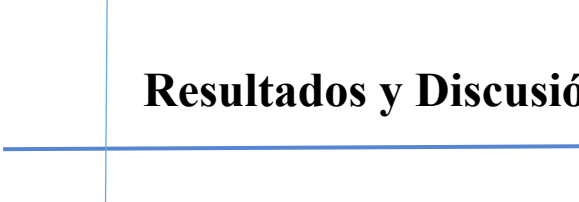
Con la composición del biogás, es posible cuantificar la cantidad de metano.

$$V_{metano} = V_{Biogas} * M$$

De donde;

V Biogás: El volumen de biogás que se ha obtenido anteriormente (mL)

M: Fracción molar del metano en el biogás generado.



Resultados y Discusión

4. Resultados y discusión

La investigación se planteó en varias etapas, que describimos a continuación, siguiendo la evolución de los resultados encontrados en cada caso.

4.1. Estudio inicial de residuos

Como primera medida se plantearon una serie de residuos para su eventual ensayo para codigestión anaerobia con los fangos mixtos de la EDAR. Se escogieron algunos de ellos y se descartaron otros, como sangre y frutas, de los que no presentamos resultados, ya que no eran accesibles a la misma y se procedió a buscar aquellos con mayor incidencia en el entorno cercano de Sevilla, ya que la idea de aplicar la investigación sobre la realidad obligaba a este planteamiento.

4.2. Ensayos de Codigestión en Planta Piloto PP1. Primera etapa de la investigación

Una vez seleccionados los residuos iniciales a estudiar, se empezó la primera etapa de trabajo investigador con los mismos ensayando su comportamiento en codigestión anaerobia con fangos mixtos de la EDAR en las plantas piloto PP1 y PP2.

4.2.1. Planta piloto PP1

Se muestran a continuación, los Períodos de trabajo experimental en planta piloto para cada uno de los sustratos, aplicando los formularios y procedimientos ya expuestos en materiales y métodos y empezamos a trabajar con los indicadores y las ratios de funcionamiento y control propuestos, para comprobar su utilidad e idoneidad para las pruebas y con los que posteriormente ir trabajando a escala de planta real.

Estos son los períodos de experimentación en planta piloto y los sustratos y condiciones utilizados en esta primera etapa:

Período 1 de aclimatación: del 19-2-2012 al 11-3-2012, (21 días). Alimentación solo con fangos mixtos de la EDAR. Estos periodos de aclimatación o “blanco”, en los que no se añadía cosustrato, se incluían en el arranque de la planta piloto o cuando se consideraba que la codigestión podría tener síntomas de inhibición, para dejar la planta piloto en condiciones de recibir un nuevo sustrato.

Período 2 alimentación con aguas azucaradas (PA): del 12-3-2012 al 23-3-12, (12 días). Alimentación con fangos mixtos de la EDAR y aguas azucaradas como cosustrato.

Período 3 alimentación con aguas grasas (RE): del 29-3-2012 al 15-4-12, (18 días). Alimentación con fangos mixtos de la EDAR y aguas grasas como cosustrato.

Período 4 alimentación con aguas grasas (RE) más aguas azucaradas (PA): del 16-4-2012 al 25-4-12, (10 días). Alimentación con fangos mixtos de la EDAR y más aguas grasas y aguas azucaradas como cosustrato.

Período 5 alimentación con aguas grasas (DA): del 30-4-2012 al 13-6-12, (45 días). Alimentación con fangos mixtos de la EDAR con aguas grasas (en este caso, de distinta procedencia) como cosustrato.

Período 6 comprobar condiciones de experimentación únicamente con fangos mixtos (usado como “blanco”): del 14-6-2012 al 3-7-2012, (19 días). Alimentación sólo con fangos mixtos de la EDAR.

Período 7 alimentación con lixiviados (NE): del 04-07-2012 al 20-07-2012, (17 días). Alimentación con fangos mixtos de la EDAR más lixiviados como cosustrato.

Período 8 de condiciones de experimentación únicamente con fangos mixtos (usado como “blanco”): del 21-07-2012 al 11-08-2012, (21 días). Alimentación sólo con fangos mixtos de la EDAR, para comprobar la capacidad de recuperación del digestor.

La producción teórica de biogás (conteniendo aproximadamente un 65% de Metano) en cada caso es la suma de la producción de biogás real referida al fango mixto (con un coeficiente obtenido experimentalmente en la planta piloto utilizando como sustrato únicamente el fango mixto) más la producción teórica esperada por la conversión total de la DQO del sustrato (con un factor de corrección para convertir el volumen de

metano en biogás, que es lo que mide nuestro contador de la planta piloto). Se obtiene mediante la fórmula siguiente:

$$\text{Producción Teórica de Biogas, día } i \left(\frac{\text{Litros}}{\text{Día}} \right) = Q_{\text{Fangos } i} * \text{DQO}_{\text{Fangos } i} * 0,328/1000 + Q_{\text{cosustrato } i} * \text{DQO}_{\text{cosustrato } i} * 0,35/0,65 * 1000$$

Ecuación 27. Producción Teórica de Biogás

En ella, el valor de 0,328 corresponde al valor experimental obtenido en el Período 1 de alimentación sólo con fangos mixtos de la EDAR. Estos períodos de “blanco” o en los que no se añadía cosustrato, se incluían cuando se consideraba que la codigestión podría tener síntomas de inhibición, para dejar la planta piloto en condiciones de recibir un nuevo sustrato.

4.2.1.1. Aguas azucaradas

La industria de la que se obtuvieron las aguas azucaradas, se dedica a la elaboración de diferentes productos de pastelería.

La cantidad aproximada disponible para suministrar a planta, según nos comunica la propia industria, se estima en torno a 20 m³ a la semana.

Caracterización, 5 de marzo de 2012:

Parámetros	
MS (%)	2,4
MV (%)	98,8
pH	4
DQO (mg/L)	34.600
Acidez Volátil (mg/L)	297
P-total. (mg/L)	0,8 mg PO ₄ /L (ortofosfato)

Tabla 11. Caracterización analítica de aguas azucaradas.

Posteriormente, a la muestra previa a la incorporación en planta piloto, se le realiza de nuevo un ensayo de DQO, obteniéndose una DQO de 62.000 mg/L. En función de estos parámetros se evalúan los requerimientos en planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de aguas azucaradas tiene 62.000 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 3,7 L/día.

$$\text{Caudal de sustrato} = \frac{0,230 \text{ kg DQO/día}}{62 \cdot 10^{-3} \text{ kg O}_2/\text{litro}} = 3,7 \text{ litros/día}$$

Volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 3,7 L sustrato Aguas azucaradas.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

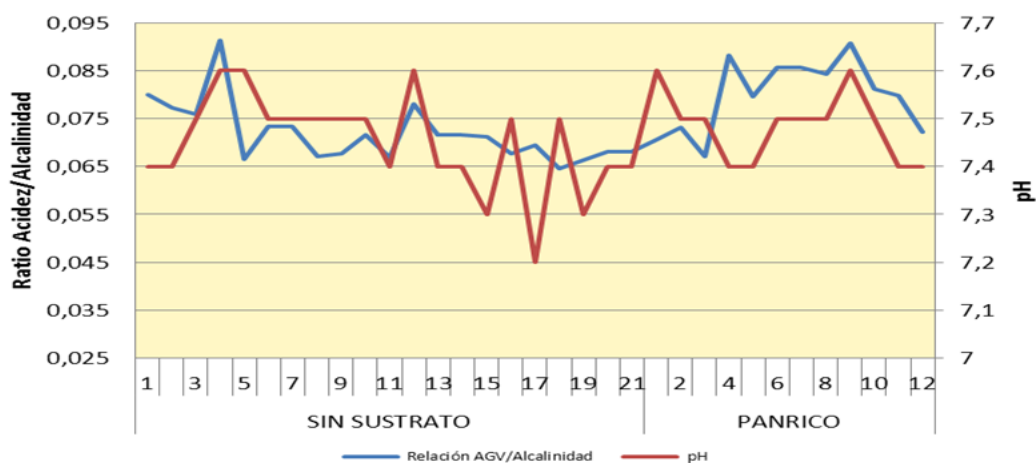
Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

Primera fase: puesta en marcha y estabilización del fango en la planta piloto de 21 días de duración. En las gráficas que se muestran a continuación, se observa que a partir del día 15 se las constantes de la planta piloto se mantienen estables.

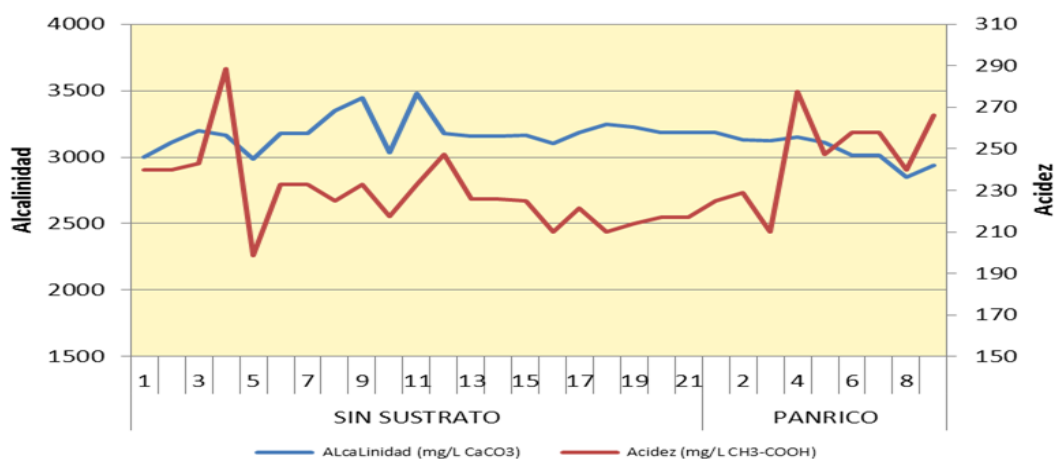
Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato aguas azucaradas durante 12 días, considerándose que los parámetros se estabilizan a partir del cuarto día, según se observa en las gráficas.

Durante los días que duró el experimento con “Aguas azucaradas” se observó cómo los niveles de pH, ácidos grasos y alcalinidad, permanecieron en valores adecuados para el correcto funcionamiento del digestor piloto.

En las gráficas que se muestran a continuación, se observa la evolución en el digestor sin sustrato (los 21 primeros días) y con el sustrato de aguas azucaradas.



Gráfica 1. Evolución de AV/alcalinidad y pH, con el sustrato aguas azucaradas.



Gráfica 2. Evolución de la Acidez y Alcalinidad, con el sustrato aguas azucaradas.

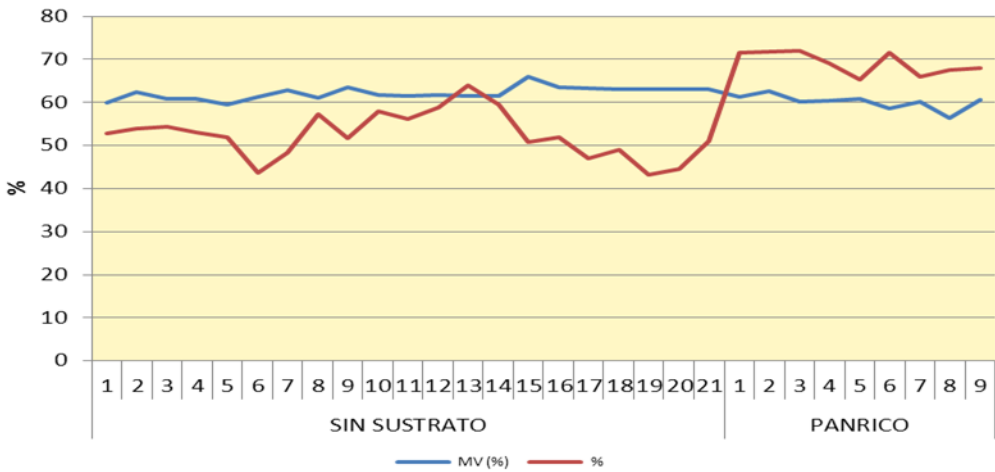
Durante la experimentación, y como principal objetivo se trató de determinar el efecto del sustrato sobre la eficacia en la eliminación de sólidos volátiles y DQO en el

digestor, así como, el aumento de producción de biogás en función de la cantidad de sustrato adicionado.

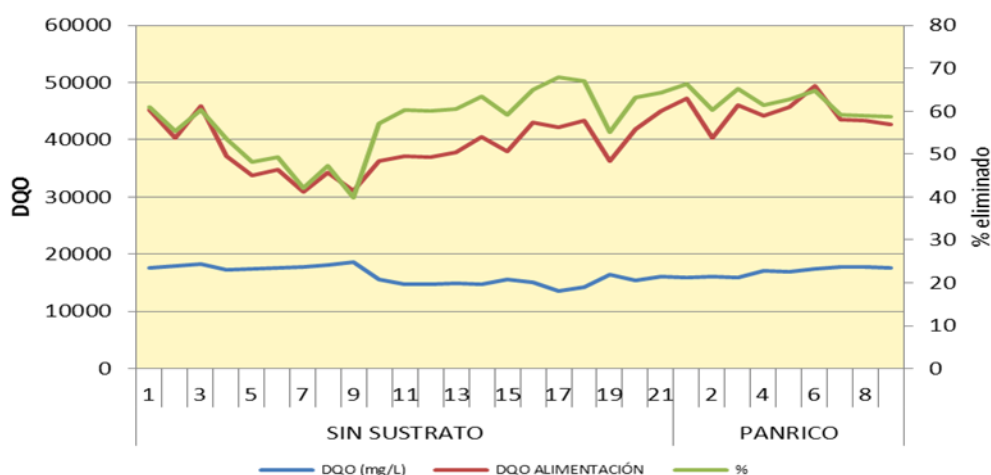
En la gráfica siguiente, se observa que la fracción de sólidos volátiles del fango digerido no alcanza valores superiores con la alimentación de sustrato a los obtenidos sin sustrato, así mismo, se observa un aumento en el porcentaje de eliminación de materia volátil.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	62,1	61,1
% Reducción MV	52,3	65,8
DQO (mg/L) fango digerido	16.548	16.958
% Reducción DQO	57,1	61

Tabla 12. Variaciones en DQO y MV con el sustrato aguas azucaradas.



Gráfica 3. Evolución de MV y % de reducción de la MV, con el sustrato aguas azucaradas.



Gráfica 4. Evolución de la DQO y reducción de la DQO, con el sustrato aguas azucaradas.

Al estudiar el comportamiento de la DQO en el fango digerido, así como el rendimiento de eliminación de DQO, en la gráfica y tabla correspondientes, se observa un ligero aumento de la eficacia de eliminación de DQO con la adición de sustrato (probablemente debido a la mayor biodegradabilidad del sustrato respecto al fango mixto), sin producirse aumento de la DQO del fango digerido.

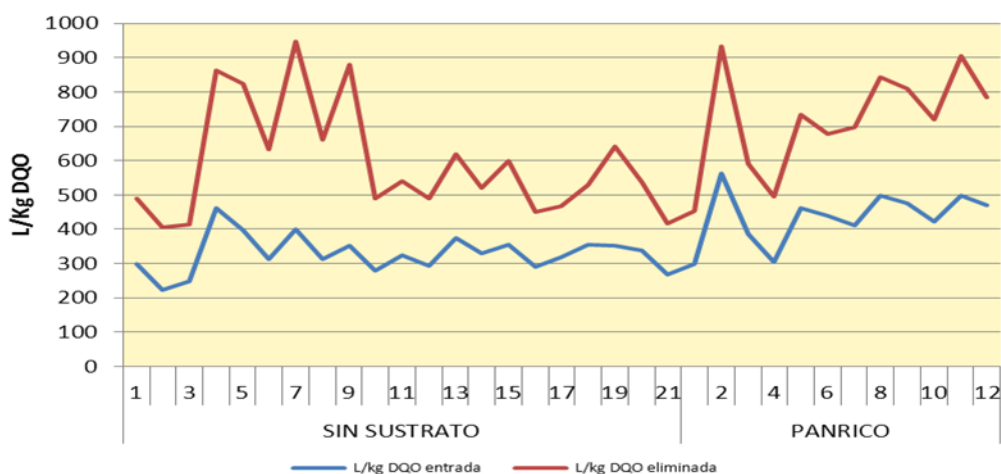
Se constata por tanto que se mejora el rendimiento de la digestión anaerobia en cuanto a estabilización del fango se refiere cuando se adiciona el sustrato aguas azucaradas.

Atendiendo a la producción de gas, se aprecia un incremento en las ratios tras la adición del sustrato aguas azucaradas, como puede observarse en la tabla siguiente, con una ligera tendencia ascendente, lo que supone una mejoría en la digestión anaerobia de los fangos.

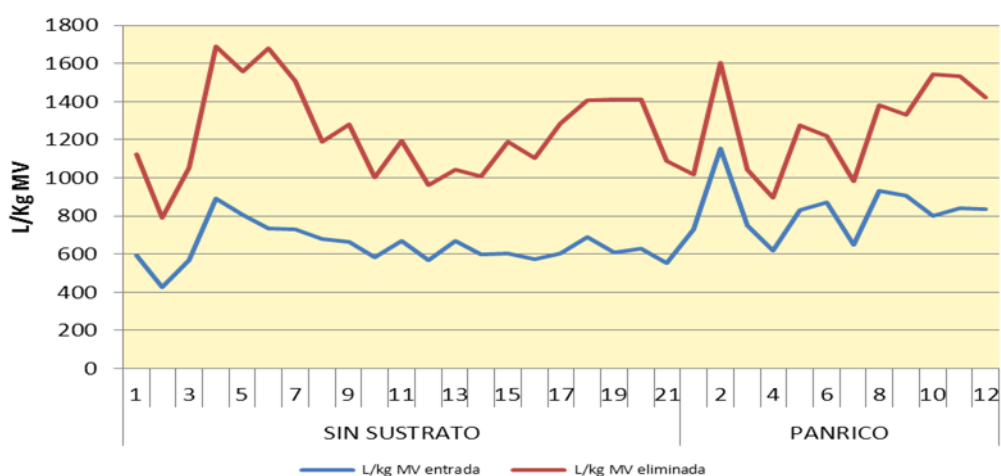
RATIO PRODUCCION GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,328	0,436
m ³ /kg DQO eliminada	0,59	0,72
m ³ /kg MV entrada	0,639	0,831
m ³ /kg MV eliminada	1,24	1,28

Tabla 13. Ratios de producción de biogás, con el sustrato aguas azucaradas.

En las dos gráficas siguientes, se puede observar que tras la adición del sustrato se produce un incremento en las ratios de producción de biogás, que se estabiliza aproximadamente al sexto día.



Gráfica 5. Ratios de producción de biogás en función de DQO, con el sustrato aguas azucaradas.



Gráfica 6. Ratios de producción de biogás en función de MV, con el sustrato aguas azucaradas.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,4	1,5
DQO (mg/L) fango digerido	16.548	16.958
N- total (mg/L) fango digerido	1.514	1.500
P- total (mg/L) fango digerido	407	429
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	16.548	16.958
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	877	865
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	105	101

Tabla 14. Parámetros de la digestión, con el sustrato aguas azucaradas.

- Aumento de producción de residuos debido a la materia no degradable del sustrato, con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. Este incremento se puede estimar que se encuentra en torno al 7% debido al aumento en la MS de salida del digestor.
- Respecto al aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo, no se aprecia incremento de este parámetro.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido.
- Para valorar estos parámetros se analiza N_t (total) y P_t (total) sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato **Aguas azucaradas**.

1. Se constata la viabilidad técnica de realizar la codigestión de los fangos mixtos de la EDAR con el sustrato procedente de “Aguas azucaradas”. Los parámetros de control de la digestión permanecen dentro de los límites adecuados para el correcto funcionamiento de la digestión y no se observan aumentos significativos en los parámetros de salida del proceso de digestión.

2. En la codigestión con el sustrato “Aguas azucaradas” se produce un aumento de eficacia de eliminación de DQO desde un 57% hasta un 61%, sin observarse efecto negativo. La concentración de sólidos totales en el fango digerido sufre un ligero aumento nada significativo.

3. En la codigestión con el sustrato procedente de “Aguas azucaradas” se produce un aumento de la reducción de MV del 52% al 66 %, manteniéndose constante la MV del fango digerido, generando un fango digerido más estabilizado.

4. La producción de gas de la instalación pasa de 165 L/día a 316 L/día. Este aumento en la producción de gas permitiría en la EDAR el aumento en la producción de energía eléctrica necesario para la autosuficiencia de la EDAR.

Por tanto, **la codigestión con este sustrato se presenta como una excelente alternativa para alcanzar la autosuficiencia energética** y mejorar la economía de la explotación de esta EDAR, además de permitir retirar un residuo de forma limpia y segura.

4.2.1.2. Aguas grasas 1

Aguas grasas procedentes de industria de alimentación de fabricación de piensos de pescado y carne, la cantidad aproximada disponible para suministrar a planta, según la industria, se estima en torno a 8 toneladas a la semana. Se realizan dos ensayos distintos, aquí va referido el ensayo Grasas 1.

Parámetros	
MS (%)	2,6
MV (%)	89,5
pH	6,18
Conductividad (mS/cm)	7,62
DQO (mg/L)	57.200
Alcalinidad (mg/L)	3.200
Acidez Volátil (mg/L)	3.840
N-total (mg/L)	1.798
P-total (mg/L)	200

Tabla 15. Caracterización analítica de aguas grasas 1.

Posteriormente, a la muestra previa a la incorporación en planta piloto, se le realiza de nuevo un ensayo, obteniéndose una DQO de 104.000 mg/L. En función de estos parámetros se evalúan los requerimientos de la experiencia.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

El sustrato de aguas grasas 1 (RE) tiene 104.000 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 2,3 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L. de fango mixto + 2,3 L sustrato Aguas grasas 1.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

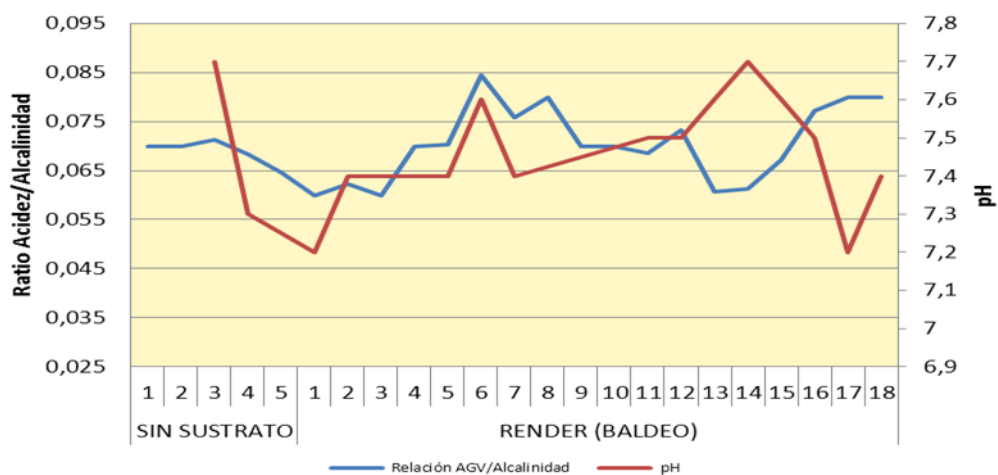
Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

Al igual que con el anterior sustrato, la experiencia se divide en dos fases:

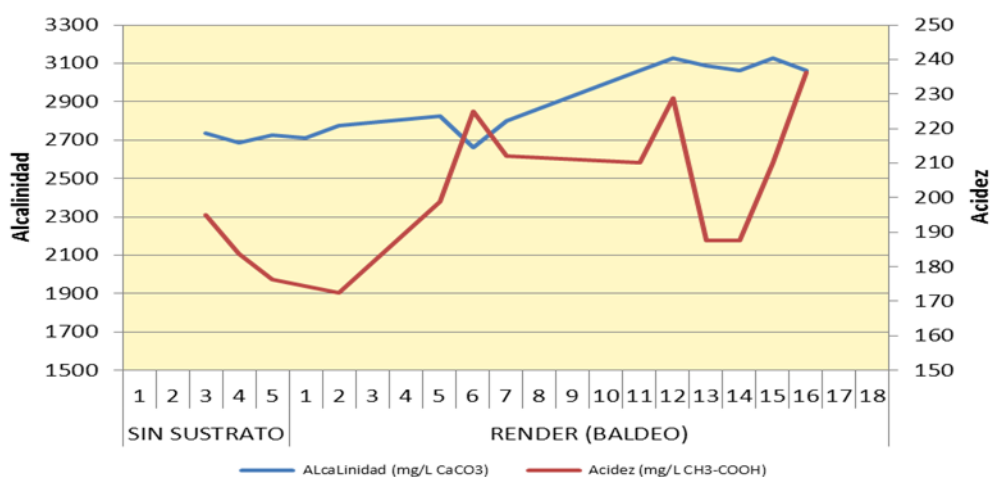
Primera fase: Estabilización del fango en la planta piloto de 5 días de duración durante el cual solo se alimenta únicamente con fangos mixtos.

Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato con aguas grasas 1 durante 18 días, considerándose que la digestión se estabiliza a partir del cuarto día.

Durante la experiencia con “Aguas grasas 1” se observa como los ácidos grasos y alcalinidad permanecieron en valores adecuados para la digestión, apreciándose un leve incremento en los valores de pH, siempre dentro de los valores normales de funcionamiento. En las siguientes gráficas se muestra esta evolución en el digestor:



Gráfica 7. Evolución de AV/alcalinidad y pH, con sustrato de Aguas grasas 1.

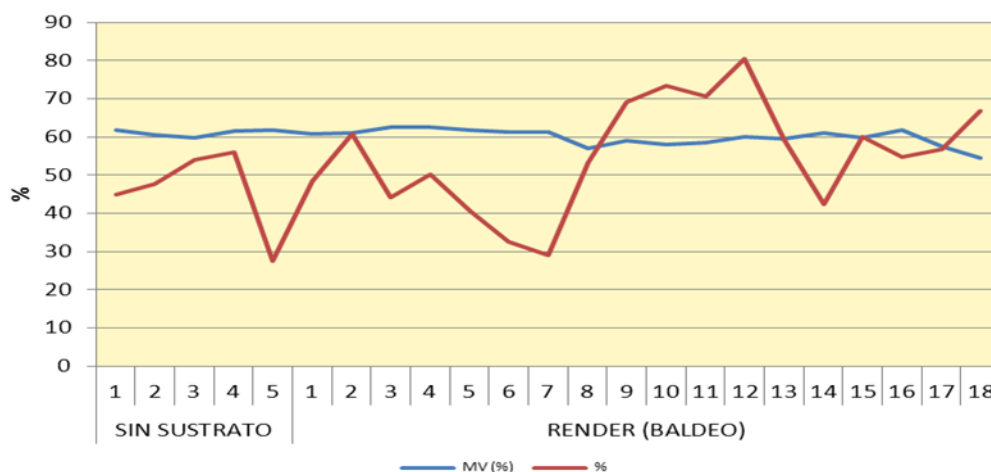


Gráfica 8. Evolución de la Acidez y Alcalinidad, con sustrato de Aguas grasas 1.

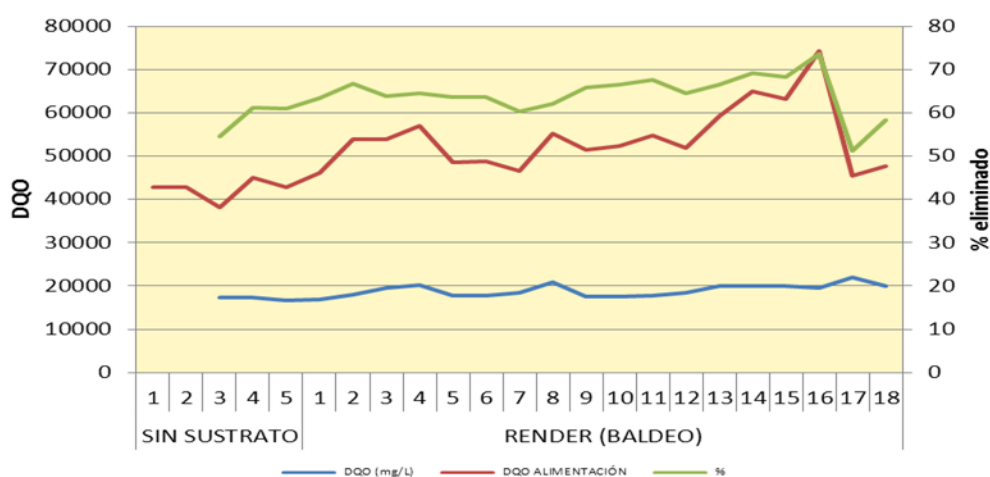
En cuanto a la evolución de la materia volátil en el digestor, en la gráfica siguiente se observa que la fracción de sólidos volátiles del fango digerido no aumenta con la alimentación de sustrato, así mismo, se aprecia un aumento en el porcentaje de eliminación de materia volátil.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	61,0	59,9
% Reducción MV	46,0	55,2
DQO (mg/L) fango digerido	17.150	19.006
% Reducción DQO	58,9	64,4

Tabla 16. Variaciones en DQO y MV con sustrato de Aguas grasas 1.



Gráfica 9. Evolución de MV y % de reducción de la MV, con sustrato de Aguas grasas 1.



Gráfica 10. DQO y reducción de DQO, con sustrato de Aguas grasas 1.

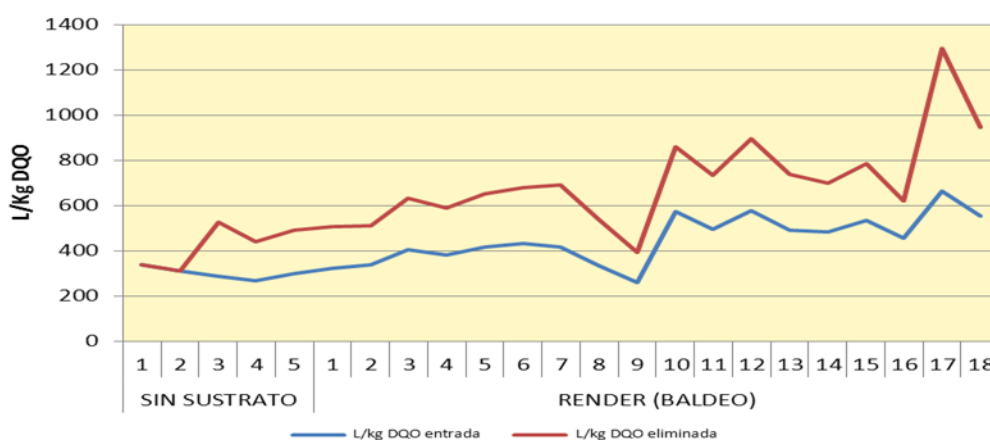
Al estudiar el comportamiento de la DQO en el fango digerido, así como el rendimiento de eliminación de DQO, en la gráfica y tabla correspondientes, se observa un ligero aumento de la eficacia de eliminación de DQO con la adición de sustrato aguas grasas 1 (probablemente debido a la mayor biodegradabilidad del sustrato respecto al fango mixto), y aunque se aprecia un aumento en la DQO de salida del digestor, viene asociada al aumento de la carga de alimentación, permaneciendo la DQO del fango digerido en valores normales del tratamiento.

En cuanto a la producción de gas, se aprecia un incremento en los ratios tras la adición de sustrato aguas grasas 1, lo que supone una mejoría en la digestión anaerobia de los fangos.

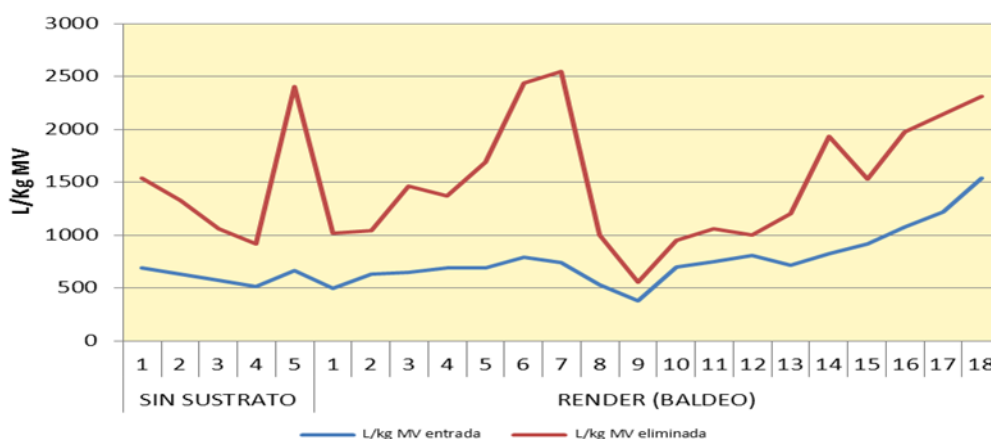
RATIO PRODUCCION GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,301	0,452
m ³ /kg DQO eliminada	0,421	0,709
m ³ /kg MV entrada	0,615	0,786
m ³ /kg MV eliminada	1,450	1,513

Tabla 17. Ratios de producción de biogás con sustrato de Aguas grasas 1.

En las dos gráficas siguientes, se puede observar una tendencia ascendente en la evolución de las ratios de producción de biogás, lo que puede indicar que se produce una sinergia del sustrato aguas grasas 1 con los fangos mixtos.



Gráfica 11. Ratios de producción de biogás en función de DQO, con sustrato de Aguas grasas 1.



Gráfica 12. Ratios de producción de biogás en función de la MV, con sustrato de Aguas grasas 1.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,5	1,7
DQO (mg/L) fango digerido	17.150	19.000
N- total (mg/L) fango digerido	1.278	1.435
P- total (mg/L) fango digerido	439	429
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.322	1.414
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	787	809
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	87	77

Tabla 18. Parámetros de digestión, con sustrato de Aguas grasas 1.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. Este incremento se estima en torno al 13 %.
- Respecto al aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo, se aprecia un leve incremento en la DQO de salida. Este aumento es debido al aporte extra del sustrato y se considera un aumento poco significativo y comprendido entre los valores normales de DQO de salida en la EDAR, no se generan problemas para la gestión de fango.

- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido, sin apreciarse un aumento significativo de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato Aguas grasas 1.

1. Se constata la viabilidad técnica de realizar la codigestión de los fangos mixtos de la EDAR Copero de Sevilla con sustrato procedente de “Aguas grasas 1”.
2. Los parámetros de control de la digestión permanecen dentro de los límites adecuados para el correcto funcionamiento de la digestión.
3. En la codigestión con sustrato procedente de “Aguas grasas 1” se produce un aumento de eficacia de eliminación de DQO de un 57% a un 64%, sin producirse efecto negativo. La concentración de sólidos totales y DQO en el fango digerido sufre un ligero aumento considerándose que este se encuentra dentro de una variación normal.
4. En la codigestión con sustrato procedente de “Aguas grasas 1” se produce un ligero aumento de la reducción de MV del 52 al 55 %, manteniéndose constante la MV del fango digerido.
5. La producción de gas de la instalación pasa de 165 L/día a 375 L/día. Este aumento en la producción de gas permitiría en la EDAR alcanzar la producción de energía eléctrica necesario para la autosuficiencia.

Por tanto, **la codigestión con este sustrato se presenta como una excelente alternativa para alcanzar la autosuficiencia energética** y mejorar la economía de la explotación de esta EDAR, además de permitir retirar un residuo de forma limpia y segura.

4.2.1.3. Mezcla de Aguas grasas 1 y aguas azucaradas

Tras los buenos resultados de las experiencias con los dos sustratos (Aguas Grasas 1 y Aguas Azucaradas) por separado, se decide experimentar en la planta piloto y emplearlos conjuntamente, para ver si existe algún tipo de sinergia. Por ello se procede a incorporar ambas muestras a la vez en la planta piloto.

La cantidad aproximada disponible para suministrar a planta, según nos comunican ambas industrias, se estima en torno a 260 m³ a la semana.

Para la ficha de caracterización se realizan dos ensayos de DQO a ambas muestras recibidas para la incorporación en planta con los siguientes resultados:

Parámetro DQO (mg/L)	
Aguas grasas 1	127.200
Aguas Azucaradas	67.750

Tabla 19. Caracterización de DQO de las aguas grasas 1 y aguas azucaradas.

En función de estos parámetros se evalúan los requerimientos en planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Además en este caso, se mantiene la misma proporción de suministro a la EDAR, que tienen ambos sustratos.

Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

El sustrato Aguas grasas 1 (RE) con 127.200 mg/L de DQO, y un suministro a la EDAR de 240 m³ a la semana. El sustrato de Aguas azucaradas con 67.750 mg/L de DQO y un suministro a la EDAR de 20 m³ a la semana.

Ambas cantidades de suministro nos dan una proporción de sustratos de 12 partes de Aguas grasas 1 por cada 1 parte de Aguas azucaradas.

Con estas características se estima el volumen de alimentación en la planta piloto de 1.730 mL de Aguas grasas 1 y de 144 mL de Aguas azucaradas.

Volumen diario a alimentar: 13 L. de fango mixto + 1,9 L sustrato mezclado.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m^3) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos $1000 \text{ m}^3/\text{día}$).

Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en cuatro fases, atendiendo a las variaciones en lo que a alimentación del digestor se refiere:

Primera fase: puesta en marcha y estabilización del fango en la planta piloto de 5 días de duración, durante los cuales sólo se alimenta con fangos mixtos.

Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato “Aguas grasas 1” durante 18 días, considerándose que la digestión se estabiliza a partir del cuarto día.

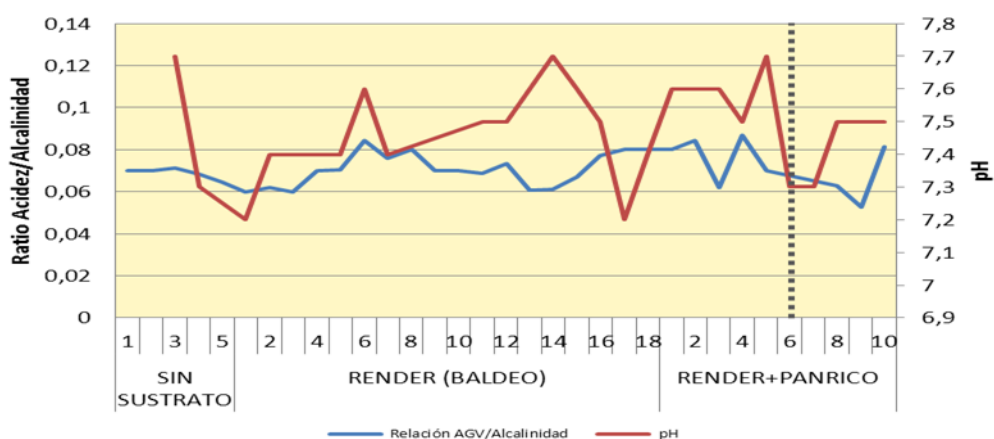
Tercera fase: incorporación de la mezcla de sustratos de Aguas azucaradas y Aguas grasas 1 en proporción 1/12 durante 5 días.

Cuarta fase: aumento de la dosificación del sustrato de Aguas grasas 1, en una proporción 1/24 (Aguas azucaradas/ Aguas grasas 1), durante 5 días.

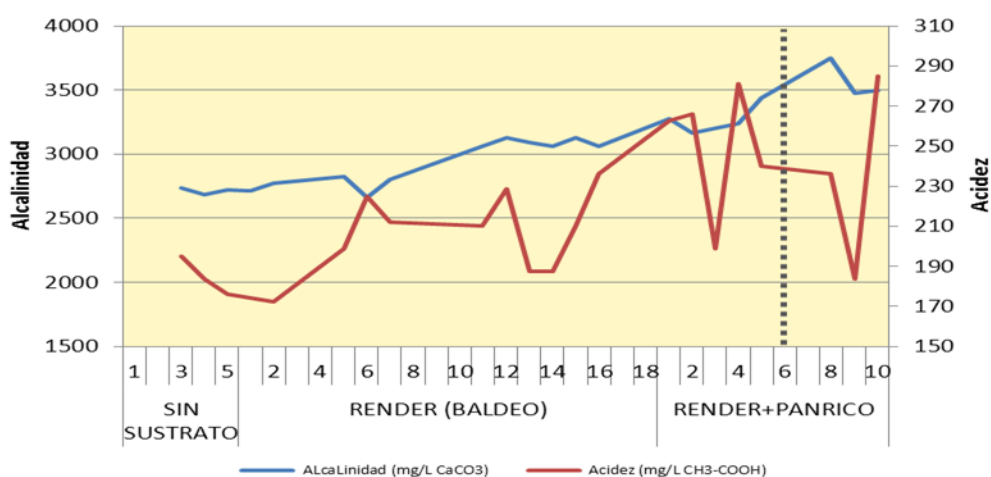
El inicio de la cuarta fase queda indicado en las gráficas por una línea discontinua vertical.

Durante la experiencia con “Aguas grasas 1 (RE) +Aguas azucaradas” se observa como los ácidos grasos y alcalinidad permanecieron en valores adecuados, apreciando un leve incremento en los valores de pH, pero siempre dentro de los rangos normales de funcionamiento.

En las gráficas siguientes se muestra esta evolución en el digestor.



Gráfica 13. Evolución de AV/alcalinidad pH, con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.



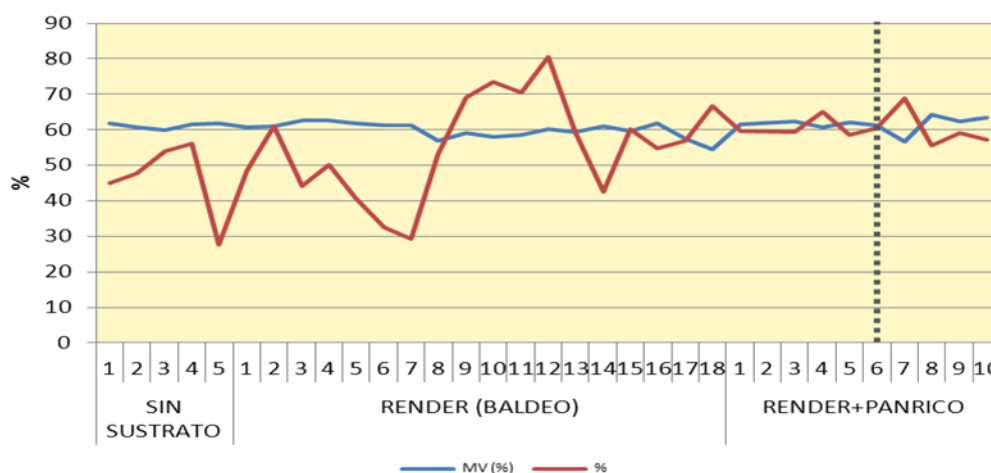
Gráfica 14. Evolución de la Acidez y Alcalinidad, con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.

En esta última gráfica se puede observar una tendencia alcista de la alcalinidad en el fango digerido, lo cual le confiere un incremento de la capacidad tampón.

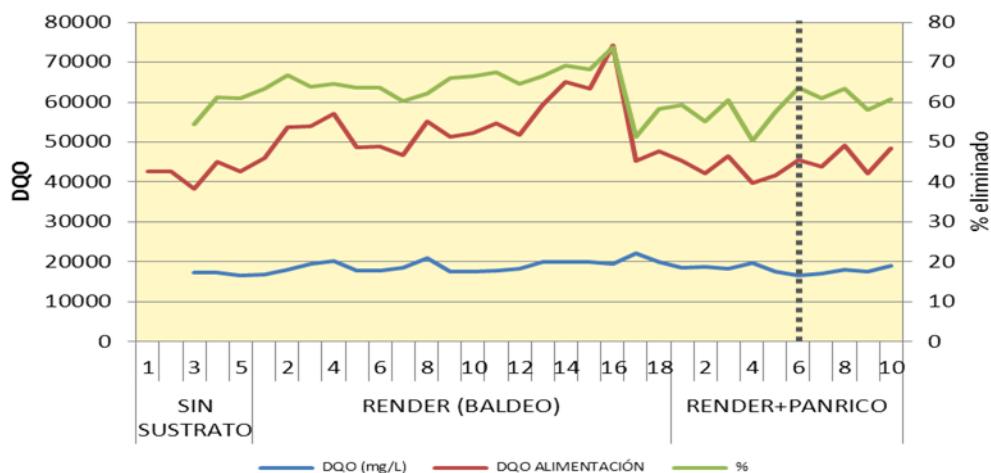
Respecto a la evolución en materia volátil en el digestor de la planta piloto, en la siguiente gráfica se observa que la fracción de sólidos volátiles del fango digerido no aumenta con la alimentación de sustrato, así mismo, se aprecia un aumento en el porcentaje de eliminación de materia volátil cuando se emplean de forma conjunta ambos sustratos.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Aguas Grasas 1	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/12)	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/24)
% MV fango digerido	62,1	59,9	61,7	61,6
% Reducción MV	52,3	52,1	60,7	60,3
DQO (mg/L) fango digerido	16.576	19.006	18.600	17.660
% Reducción DQO	57,1	64,4	56,6	61,4

Tabla 20. Variaciones en DQO y MV con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.



Gráfica 15. MV y % de reducción de MV con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.



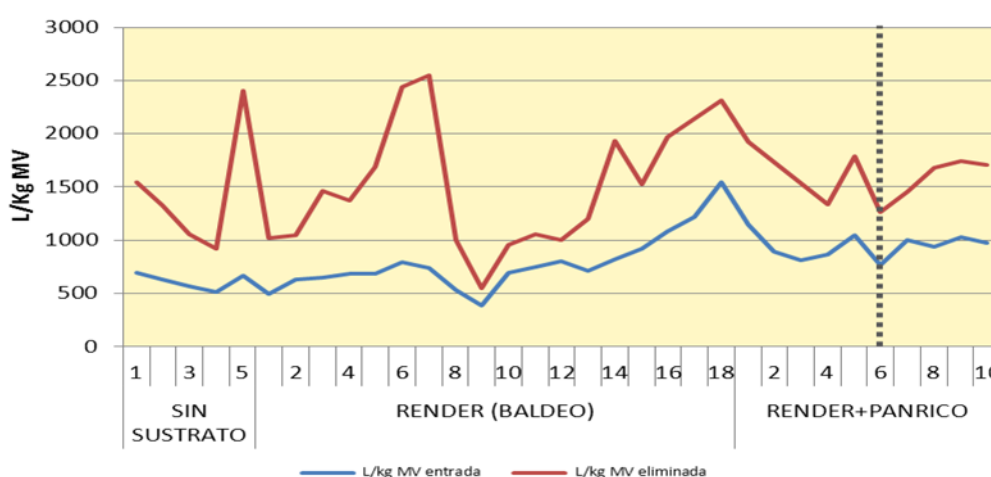
Gráfica 16. DQO y reducción de la DQO con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.

Por su parte al estudiar el comportamiento de la DQO en el fango digerido, así como el rendimiento de eliminación de DQO, en la gráfica y tabla correspondientes, se observa se aprecia un ligero aumento de la eficacia de eliminación de DQO tras la adición del sustrato, permaneciendo la DQO del fango digerido en valores normales del tratamiento. Se puede observar también que al incrementar la proporción del sustrato procedente de Aguas grasas 1 se mejora la capacidad de eliminación de DQO en el digestor de la planta piloto.

En cuanto a la producción de gas, se aprecia una mejora en los ratios con la incorporación de los sustratos en forma conjunta, lo que puede indicar que se produce una sinergia favorable en la digestión anaerobia.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Aguas Grasas 1	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/12)	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/24)
m ³ /kg DQO entrada	0,301	0,452	0,473	0,493
m ³ /kg DQO eliminada	0,421	0,709	0,835	0,805
m ³ /kg MV entrada	0,615	0,786	0,944	0,933
m ³ /kg MV eliminada	1,450	1,513	1,666	1,556

Tabla 21. Ratios de producción de biogás con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.



Gráfica 17. Ratios de producción de biogás en función de la MV con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.

Se hace un análisis de situación para tener en cuenta también los efectos positivos/negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Aguas Grasas 1	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/12)	Aguas azucaradas +Aguas grasas 1 (1/24)
% MS fango digerido	1,5	1,7	1,6	1,6
DQO (mg/L) fango digerido	16.576	19.000	18.600	17.660
N- total (mg/L) fango digerido	1.278	1.435	1.335	1.547
P- total (mg/L) fango digerido	439	429	377	397
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.322	1.414	1.508	1.506
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	787	809	942	889
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	87	77	68	76

Tabla 22. Parámetros de digestión con el sustrato mezcla de Aguas grasas 1 + Aguas azucaradas.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. Este incremento es aproximadamente de un 7 %.
- Respecto al aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo, se observa un aumento en la DQO de salida de aproximadamente un 10 % más DQO que durante la experiencia sin sustrato.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido.
- Para valorar estos parámetros se analiza Nt (total) y Pt (total) sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, apreciándose un ligero aumento poco significativo.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación en planta piloto con el sustrato **mezcla de Aguas grasas 1 (RE) + Aguas azucaradas**.

1. Se constata la viabilidad técnica de realizar la codigestión de los fangos mixtos con los sustratos mezclados, procedentes de “Aguas grasas 1” y “Aguas azucaradas”, ya que los parámetros de control de la digestión permanecen dentro de los límites adecuados para el correcto funcionamiento de la digestión.

2. En la codigestión con la mezcla de sustratos procedentes de “Aguas grasas 1” y “Aguas azucaradas” se aprecia que al incrementar la dosificación del sustrato procedente de Aguas grasas 1, se mejora la capacidad de eliminación de DQO. La concentración de sólidos totales y DQO en el fango digerido sufre un ligero aumento acorde con el incremento de carga por el sustrato, sin alcanzarse valores elevados en al DQO del fango digerido.

3. En la codigestión con la mezcla de sustratos procedentes de “Aguas grasas 1” y “Aguas azucaradas” se produce un aumento de la reducción de MV del 52 al 60 %, manteniéndose constante la MV del fango digerido.

4. La producción de gas de la instalación pasa de 165 L/día a 338 L/día. Este aumento en la producción de gas permitiría en la EDAR el aumento en la producción de energía eléctrica necesario para la autosuficiencia.

Por tanto, **la codigestión con este sustrato mezcla de sustratos procedentes de “Aguas grasas 1” y “Aguas azucaradas” se presenta como una excelente alternativa para alcanzar la autosuficiencia energética** y mejorar la economía de la explotación de esta EDAR, además de permitir retirar un residuo de forma limpia y segura.

Los resultados del empleo de manera conjunta de estos dos sustratos son congruentes con los valores individuales de los mismos, no provocando sinergias negativas y mejorando el rendimiento de la digestión.

Las principales capacidades del digestor que se mejoran con el empleo de ambos sustratos son las siguientes:

- a. Capacidad tampón
- b. Rendimiento de eliminación de MV
- c. Rendimiento de eliminación de DQO
- d. Mejora de la ratio de producción de biogás por kg de DQO de entrada a digestión y ratio de producción de biogás por kg de materia volátil de entrada.

4.2.1.4. Aguas grasas 2

La industria de la que se obtuvieron las Aguas grasas 2 (DA), se dedica a la elaboración de piensos para mascotas a partir de restos de animales.

Los restos de animales que llegan como materia prima a la industria, se someten a un tratamiento de evaporación y centrifugación, del cual se obtiene como producto un efluente líquido que se trata mediante flotación. La grasa flotada se incorpora a cabecera del proceso y el rechazo del flotador es el residuo disponible.

Para la ficha de caracterización se realiza una analítica a la muestra recibida con fecha 9 de marzo de 2012 con los siguientes resultados:

La muestra presenta alto contenido en grasas fácilmente separable tras un periodo de reposo. Para analizarla se separa la grasa dejándola reposar durante 2 horas y se extrae la fase inferior, sobre la que se realizará toda la analítica.

Parámetros	
MS (%)	1,3
MV (%)	66,4
pH	6,16
Conductividad (mS/cm)	--
DQO (mg/L)	88.650
Alcalinidad (mg/L)	6.400
Acidez Volátil (mg/L)	6.390
N-total (mg/L)	4.510
P-total (mg/L)	365

Tabla 23. Caracterización analítica de aguas grasas 2.

Posteriormente, se recibe una muestra para la incorporación en planta piloto, a la que se le realiza de nuevo un ensayo, obteniéndose una DQO de 41.000 mg/L. En función de estos parámetros se evalúan los requerimientos en planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de Aguas grasas 2 tiene 41.000 mg/l de DQO, lo que implica un requerimiento de 5,6 L/día.

El volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 5,6 L sustrato Aguas grasas 2.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

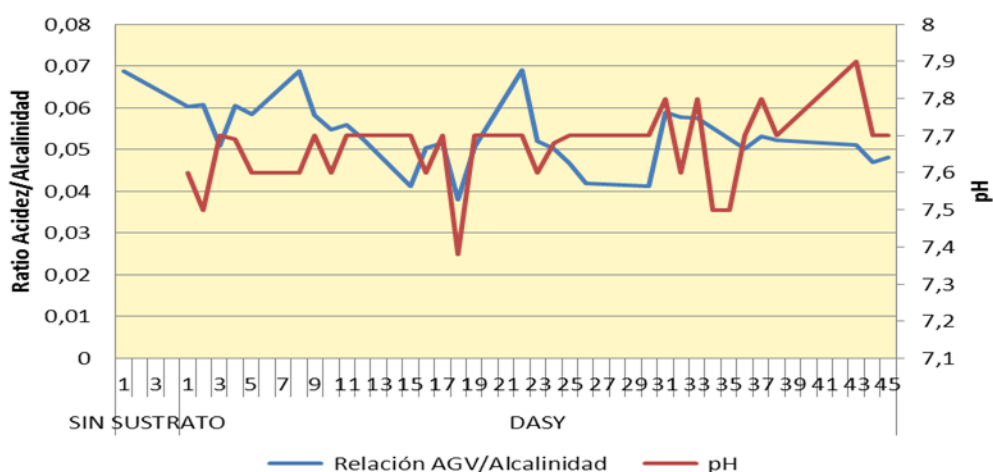
Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

Primera fase: puesta en marcha con fango mixto y estabilización del fango en la planta piloto de 4 días de duración.

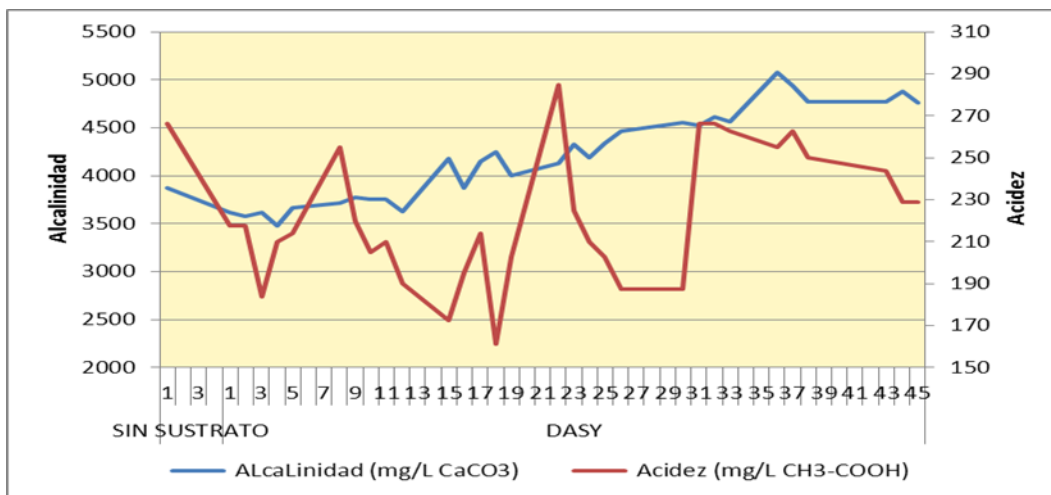
Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato “Aguas grasas 2” durante 45 días.

A lo largo de la experiencia con “Aguas grasas 2” se ha observado como los niveles de pH y ácidos grasos permanecieron en valores constantes y adecuados para el funcionamiento del digestor.

Se aprecia que en la relación Acidez/Alcalinidad los valores alcanzados (relación 0,05 de media) son inferiores a la situación normal, esto proporciona una mayor capacidad tampón al proceso de digestión. Esta variación viene determinada fundamentalmente por un incremento de la alcalinidad del fango digerido. En las gráficas siguientes se muestra esta evolución en el digestor.

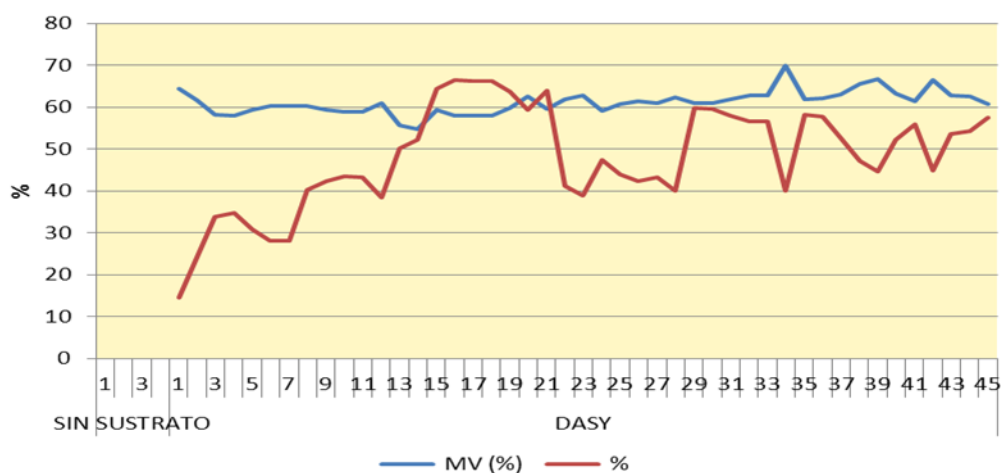


Gráfica 18. Evolución de AV/alcalinidad y pH, con el sustrato aguas grasas 2.

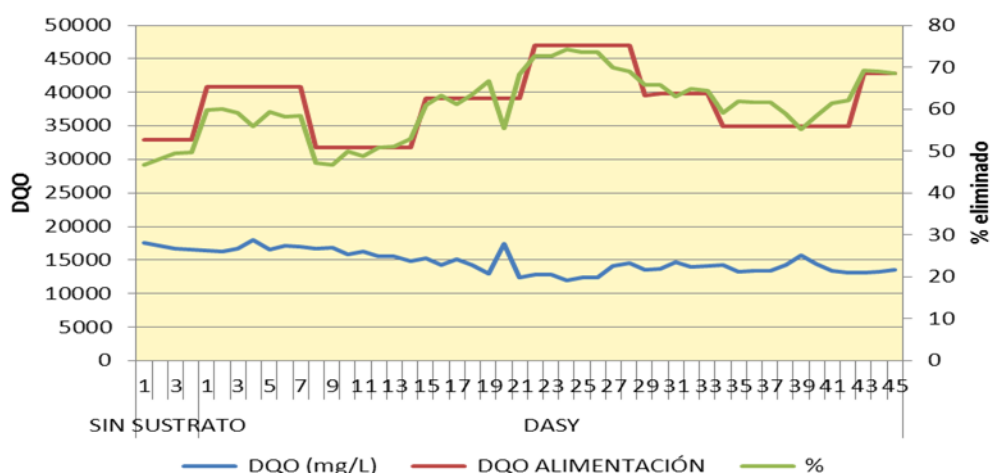


Gráfica 19. Evolución de Acidez y Alcalinidad, con el sustrato aguas grasas 2.

En la gráfica siguiente se observa que la fracción de sólidos volátiles del fango digerido sufre un ligero aumento con la alimentación de sustrato, alcanzando valores normales del proceso de digestión anaerobia.



Gráfica 20. MV y % reducción de MV, con el sustrato aguas grasas 2.



Gráfica 21. DQO y reducción de DQO, con el sustrato aguas grasas 2.

Al estudiar el comportamiento de la DQO en el fango digerido, así como el rendimiento de eliminación de DQO, en la gráfica anterior y en la tabla siguiente, se observa un aumento de la eficacia de eliminación de DQO con la adición de sustrato (debido a la mayor biodegradabilidad de este respecto al fango mixto) provocando una disminución de la DQO en la digestión, indicando una mejora en la eficiencia del proceso.

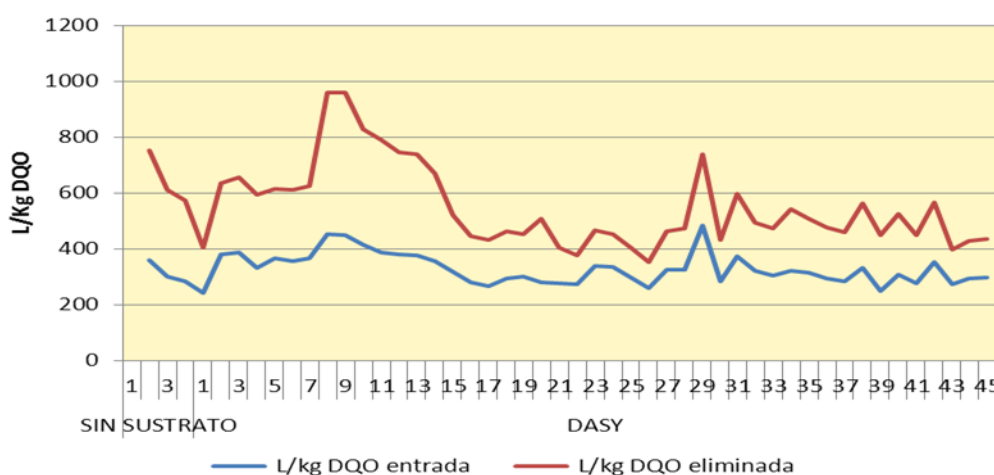
Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido		61,15
% Reducción MV		53,13
DQO (mg/L) fango digerido	17.000	14.640
% Reducción DQO	48,5	62,83

Tabla 24. QO y MV con el sustrato aguas grasas 2.

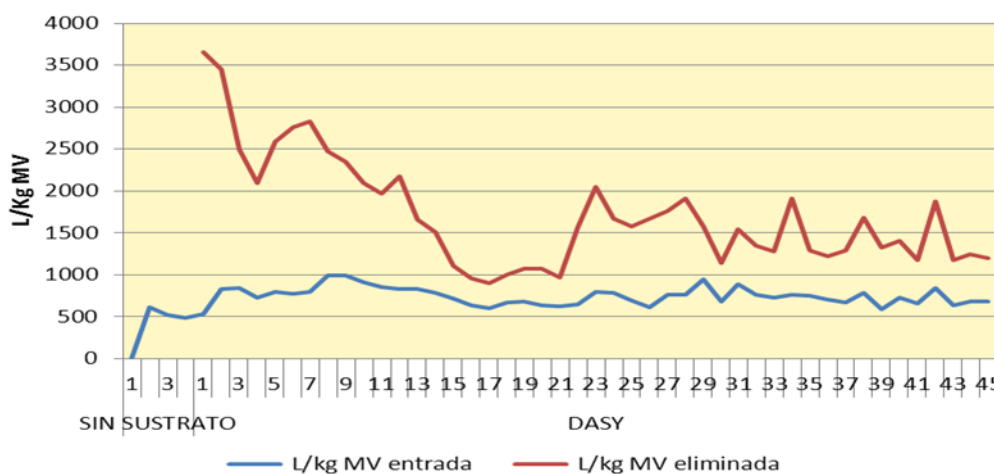
En cuanto a la producción de gas, se aprecia leve un incremento en las ratios tras la adición de sustrato, encontrándose dentro de los rendimientos normales de producción de biogás.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,316	0,329
m ³ /kg DQO eliminada	0,645	0,547
m ³ /kg MV entrada		0,748
m ³ /kg MV eliminada		1,714

Tabla 25. Ratios de producción de biogás con el sustrato aguas grasas 2.



Gráfica 22. Ratios de producción de biogás en función de DQO, con el sustrato aguas grasas 2.



Gráfica 23. Ratios de producción de biogás en función de MV, con el sustrato aguas grasas 2.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. No se aprecia incremento en la cantidad de materia seca del fango digerido.
- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo. Durante la experiencia con Aguas grasas 2, se aprecia una disminución en la DQO de salida del digestor.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido.
- Se observa que los valores de N_t (total) y P_t (total) del sobrenadante del fango centrifugado son menores que durante la experiencia sin sustrato, por lo que no se aprecia que exista un retorno de nutrientes a cabecera de la EDAR.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido		1,4
DQO (mg/L) fango digerido	17.000	14.640
N- total (mg/L) fango digerido	1.810	1.794
P- total (mg/L) fango digerido	448	366
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.350	1.274
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	1.026	1.214
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	84	80

Tabla 26. Parámetros de la digestión, con el sustrato aguas grasas 2.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato **Aguas grasas 2**.

1. Se constata la viabilidad técnica de realizar la codigestión de los fangos mixtos con sustrato procedente de “Aguas grasas 2” ya que los parámetros de control permanecen dentro de los límites adecuados para el correcto funcionamiento de la digestión.

2. En la codigestión con sustrato procedente de “Aguas grasas 2” se produce un aumento de eficacia de eliminación de DQO desde un 57% hasta un 63%, disminuyendo la DQO del fango digerido. Por tanto se considera que el sustrato mejora las condiciones para la degradación de materia orgánica.

3. Durante la experiencia con el sustrato procedente de “Aguas grasas 2” se mantiene la reducción de MV con un 52 y 53 %, manteniéndose constante la MV del fango digerido.

4. La producción de gas de la instalación pasa de 165 L/día a 234 L/día. Este aumento en la producción de gas es inferior al estimado para dicho sustrato. Por ello, estimamos que el incremento en la producción de gas, únicamente es debido al aporte extra de materia biodegradable y no a ningún efecto sinérgico.

Por tanto, **la codigestión con este sustrato se presenta como una alternativa para alcanzar la autosuficiencia energética** y mejorar la economía de la explotación de esta EDAR, además de permitir retirar un residuo de forma limpia y segura.

4.2.1.5. Grasas lácteas

La industria de la que se obtuvieron las Grasas lácteas (PU) se dedica a la fabricación y envasado de productos lácteos. El residuo incorporado es el rechazo de la flotación de la EDARI.

Para la ficha de caracterización se realiza una analítica a la muestra recibida con fecha 7 de marzo de 2013 con los siguientes resultados:

Parámetros	07/03/2013
MS (%)	4,9
MV (%)	91,84
pH	5,37
Conductividad (mS/cm)	1,13
DQO (mg/L)	344.000
Alcalinidad (mg/L)	6.030
Acidez Volátil (mg/L)	--
N-total (mg/L)	1.430
P-total (mg/L)	235

Tabla 27. Caracterización analítica de grasas lácteas.

En cuanto al contenido en metales la muestra tiene unos niveles muy bajos, por lo que no existe posibilidad de inhibición por metales. Por otro lado, la muestra tiene un contenido de 1.022 ppm en proteínas (método Kjeldhal), valor muy por encima de lo normal en los fangos mixtos de aguas residuales. Esto puede mejorar el proceso biológico de transformación de la materia orgánica, al incorporar un aporte extra de proteínas optimizando el reparto de alimentación.

En función de los resultados obtenidos se evalúan y estiman los volúmenes de alimentación en la planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

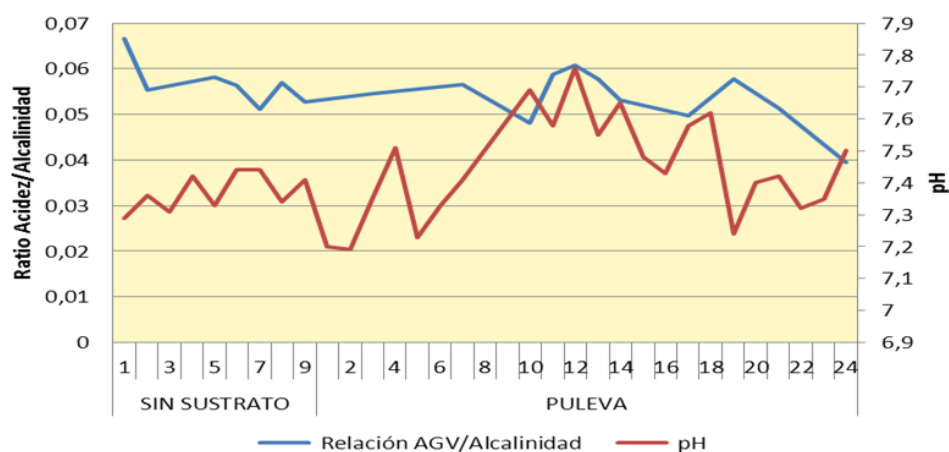
El sustrato de Grasas Lácteas tiene 276.000 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 0,83 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 0,83 L sustrato Grasas lácteas.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento:

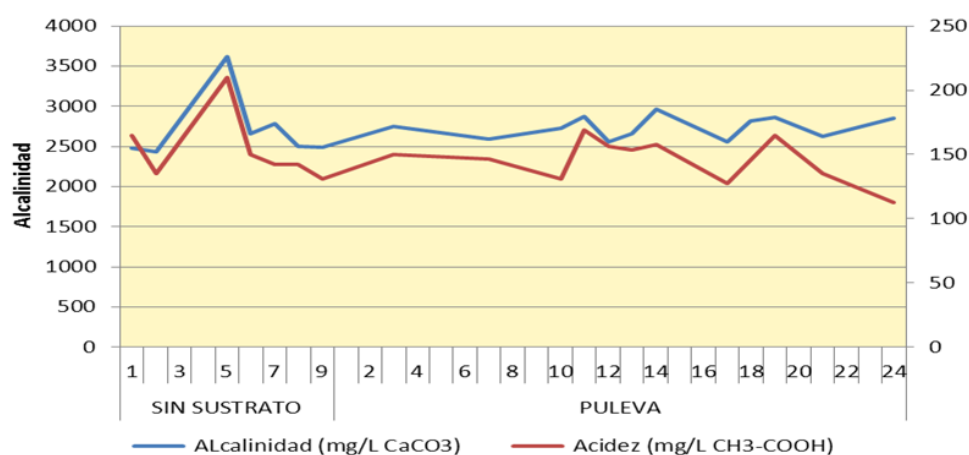
Con la incorporación del sustrato Grasas lácteas se produce una alteración en el pH de fango digerido, provocando un incremento del mismo y alcanzándose valores de 7,7. Este valor de pH puede resultar perjudicial para las bacterias acetogénicas que trabajan en un rango de pH inferior. A lo largo de la experiencia se produce una regulación del pH y no se observan afecciones en lo que a producción de gas se refiere.



Gráfica 24. AV/ alcalinidad y pH para sustrato Grasas lácteas.

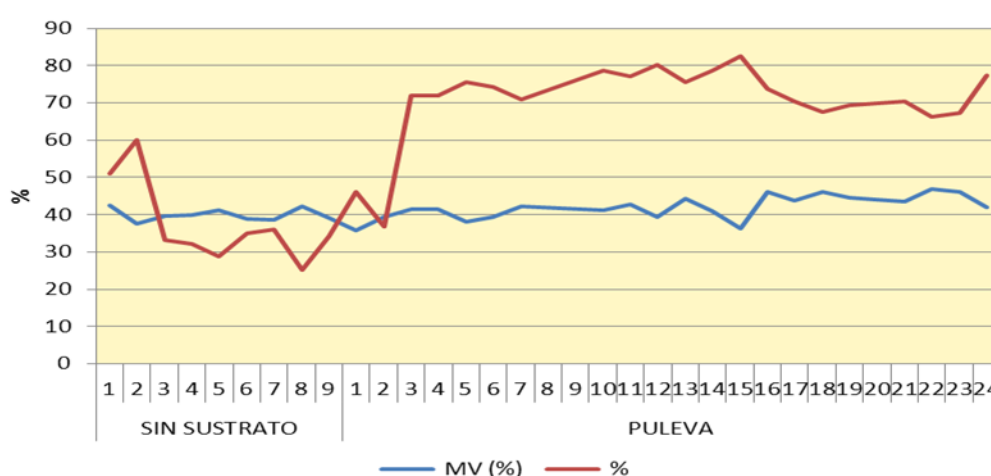
La no afectación al proceso podría indicar que el sustrato aporta productos sencillos fácilmente asimilables por las bacterias metanogénicas.

En cuanto a la relación de Acidez/Alcalinidad, se observa un leve descenso provocado por una disminución en la acidez (ver gráfica siguiente) alcanzándose de media un valor de dicha relación de 0,05 indicativo de una alta capacidad tampón del fango digerido.



Gráfica 25. Acidez y Alcalinidad para sustrato Grasas lácteas.

En cuanto a la evolución de la carga al digestor, se observa que tanto la materia volátil como la DQO se mantienen constantes durante toda la experiencia, destacando una leve caída en la DQO de salida al incorporar el sustrato Grasas lácteas, según se observa en la gráfica siguiente:



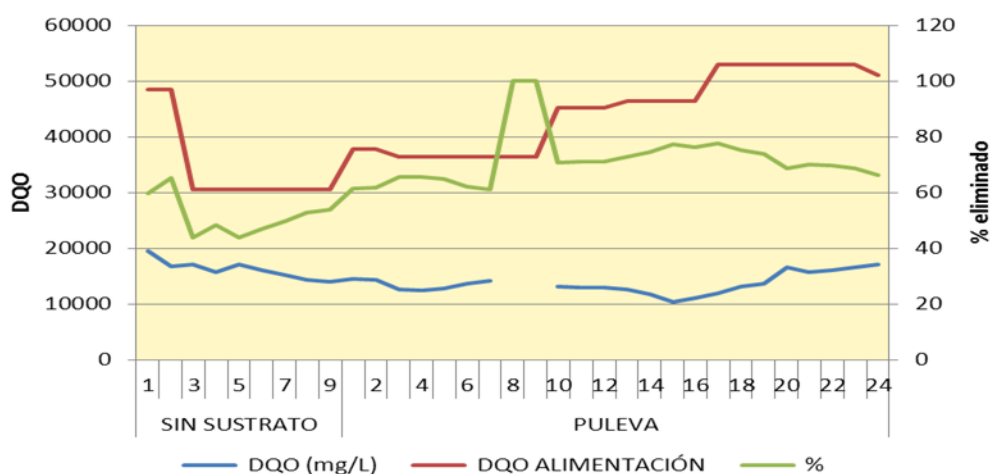
Gráfica 26. MV y reducción de la MV para sustrato Grasas lácteas.

Tanto en la MV como en la DQO digeridas, a pesar del incremento en la carga de alimentación por la incorporación del sustrato, no se observa un aumento directo en la carga de salida, lo que implica que el rendimiento de eliminación de materia volátil y DQO, mejoran con el aporte de sustrato Grasas lácteas.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	39,95	42,09
% Reducción MV	37,24	75,6
DQO (mg/L) fango digerido	16.256	13.684
% Reducción DQO	51,62	71,98

Tabla 28. DQO y MV para sustrato Grasas lácteas.

En ambos casos el porcentaje de reducción supera el 70% de media, alcanzándose unos rendimientos de eliminación muy superiores a los normales en la digestión anaerobia.



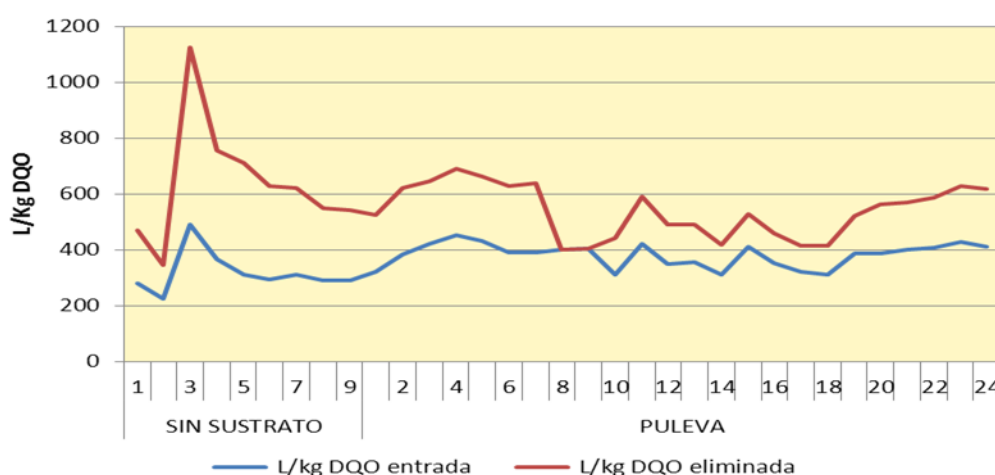
Gráfica 27. DQO y reducción de la DQO para sustrato Grasas lácteas.

Al estudiar la evolución de la DQO de salida del digestor a lo largo de la experiencia, se observa que aunque el incremento en la carga (debido principalmente a la evolución en los fangos de entrada a digestión y no al sustrato Grasas lácteas) es gradual, no se observa una correspondencia en la DQO de salida.

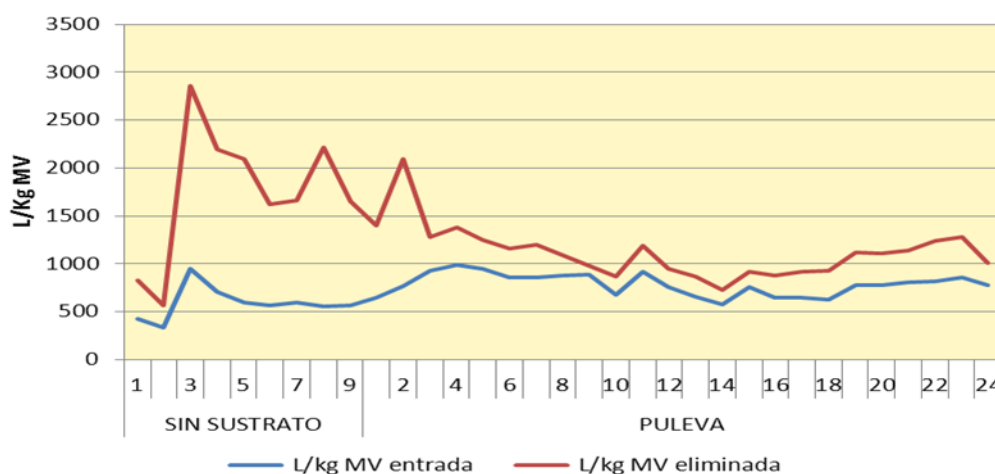
Al analizar la evolución de producción de gas a través de las ratios de producción por carga alimentada (ver las dos gráficas siguientes), se observa como con la incorporación del sustrato Grasas lácteas se produce un incremento de la ratio entre un 20 y un 30% motivado principalmente por el aumento en el biogás generado.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,318	0,382
m ³ /kg DQO eliminada	0,639	0,540
m ³ /kg MV entrada	0,589	0,785
m ³ /kg MV eliminada	1,745	1,133

Tabla 29. Ratios de producción de biogás para sustrato Grasas lácteas.



Gráfica 28. Ratios de producción de biogás en función de DQO para sustrato Grasas lácteas.



Gráfica 29. Ratios de producción de biogás en función de la MV para sustrato Grasas lácteas.

Si atendemos a la ratio de producción de biogás por carga eliminada, el efecto producido es el contrario al previsto: con la incorporación del sustrato Grasas lácteas se produce una disminución en la ratio. Ello es debido a la mejora de eficacia de

eliminación que se produce al incorporar el sustrato que es mucho mayor que la cantidad de gas generado.

Se hace un análisis de situación para tener en cuenta también los efectos positivos/negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	2,5	2,0
DQO (mg/L) fango digerido	16.256	13.684
N- total (mg/L) fango digerido	1.173	1.167
P- total (mg/L) fango digerido	280	298
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.599	993
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	788	760
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	82	55

Tabla 30. Parámetros de digestión para sustrato Grasas lácteas.

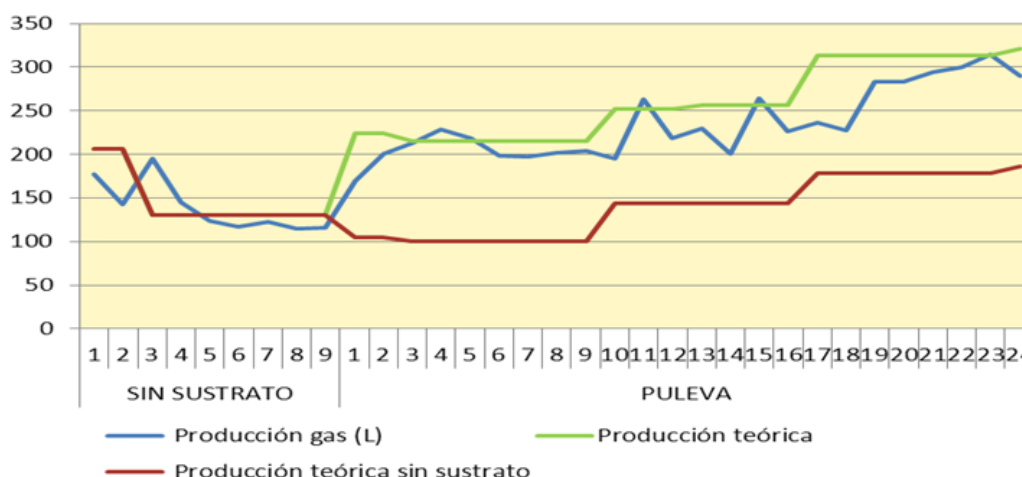
- Aumento de la producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión: Con la incorporación del sustrato Grasas lácteas la cantidad de sólidos se ve disminuida debido a que el sustrato no aporta materia inorgánica.
- Aumento de DQO del fango, lo que podría provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo: Con la incorporación del sustrato Grasas lácteas se produce una mejora en la eliminación de carga con una consecuente reducción de DQO de salida.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de Nitrógeno y Fósforo del fango digerido: Durante la experiencia se observa que tanto los valores de Nitrógeno como de Fósforo, se mantienen en la misma proporción o incluso llegando a ser menores que durante la experiencia sin sustrato.

Cabe destacar que con la incorporación del sustrato Grasas lácteas la relación entre Fósforo devuelto a cabecera y Fósforo total, es del orden de un 12% menor que en condiciones normales durante toda la experiencia. Ocurre lo mismo con la relación

DQO devuelta a cabecera y DQO de salida que se mejora con respecto a las condiciones normales de funcionamiento.

Por tanto, no se observan alteraciones perjudiciales a la gestión del sustrato Grasas lácteas mediante la digestión anaerobia, sino que se produce una mejora en la asimilación y transformación a Metano. Además en las aguas de retorno a cabecera, si se ha apreciado una disminución en la DQO lo que implica un menor coste posterior de tratamiento.

A continuación se enumeran las principales conclusiones previas obtenidas durante de la experimentación con el sustrato **Grasas lácteas**.



Gráfica 30. Producción de gas para sustrato Grasas lácteas.

1. Se constata la viabilidad técnica de realizar la codigestión de los fangos mixtos de la EDAR con el sustrato Grasas lácteas, debido a que se produce una mejora significativa en los principales parámetros de los fangos digeridos y de funcionamiento del proceso.
2. La incorporación del sustrato Grasas lácteas, supone una mejora en la eliminación de DQO y MV del orden de un 20 y un 30% respectivamente.

3. El incremento en la producción de biogás supone un 69% más con respecto al periodo sin sustrato, manteniéndose muy próximo a la producción estimada durante toda la experiencia.

4. La incorporación del sustrato Grasas lácteas aporta estabilidad al sistema aumentando su capacidad tampón.

Por estos motivos, la codigestión con **este sustrato Grasas lácteas se presenta como una excelente alternativa para alcanzar la autosuficiencia energética** y mejorar la economía de la explotación de esta EDAR y los rendimientos de la digestión anaerobia. Además la codigestión permite retirar el residuo de forma limpia y segura.

4.2.1.6. Grasas de restaurantes

Se obtuvo el sustrato Grasas de restaurante (CO) de una empresa dedicada a la retirada de las grasas. El sustrato consiste en las aguas con alto contenido en grasas que se encuentran en las arquetas de retención de grasas del sector de la hostelería.

Para la ficha de caracterización se realiza una analítica a la muestra recibida con fecha 26 de Noviembre de 2012 y otra muestra recogida el día 10 de diciembre de 2012 con los siguientes resultados:

Parámetros	26/11/2012	10/12/2012
MS (%)	1,4	7,1
MV (%)	85,51	90,90
pH	5,12	5,02
Conductividad (mS/cm)	1,61	5,37
DQO (mg/L)	31.300	130.000
Alcalinidad (mg/L)	625	1.125
Acidez Volátil (mg/L)	2.137	4.200
N-total (mg/L)	218	564
P-total (mg/L)	31	59,6

Tabla 31. Caracterización analítica de grasas de restaurante.

En función de los resultados obtenidos se evalúan y estima los volúmenes de alimentación en la planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de aguas grasas de restaurantes tiene 130.000 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 1,8 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 1,8 L sustrato Grasas restaurante.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

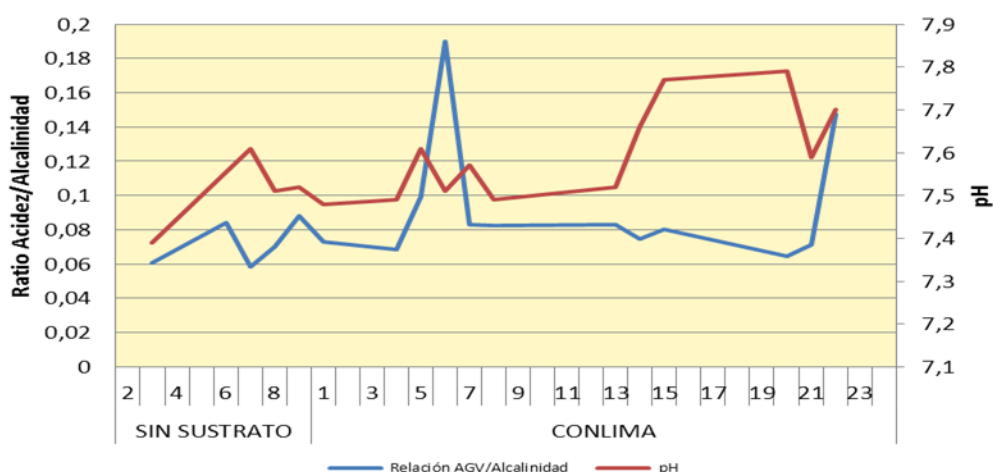
Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

Primera fase: puesta en marcha con fango digerido y estabilización, alimentando el digestor con fangos mixtos durante 9 días.

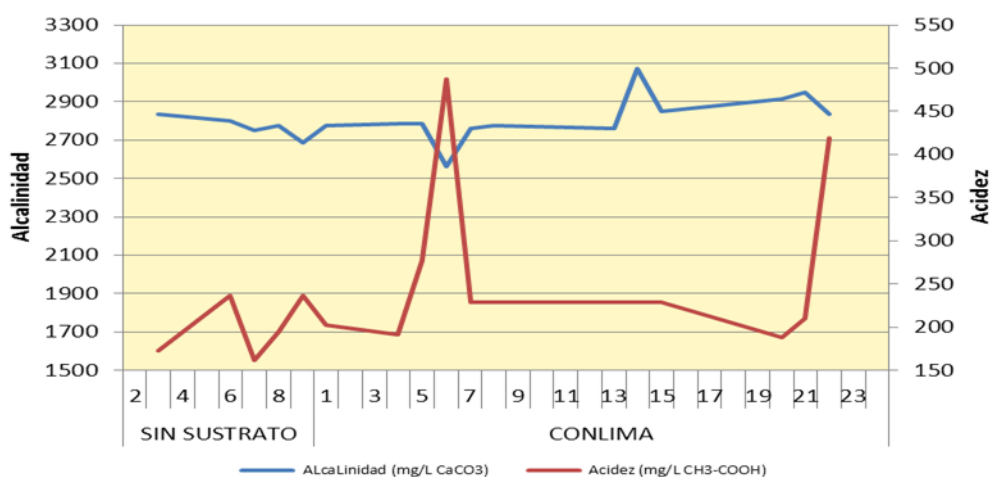
Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y residuo procedente de Grasas de restaurante durante 24 días.

Durante la experiencia con Grasas de restaurante se observa una elevada cantidad de sólidos gruesos consistentes en restos de alimentos y otras sustancias que provocan el atasco del digestor y un mayor desgaste en los equipos de la planta piloto.

En la gráfica siguiente podemos observar la relación acidez/alcalinidad y el pH del fango digerido en la planta piloto. Observamos un pico (en acidez/alcalinidad) en el día 6 que está asociado a una avería del día anterior en la bomba de alimentación, obligando a mantener la planta piloto sin alimentar durante más de 24 horas, provocando un importante incremento en la carga una vez solucionada la avería.



Gráfica 31. Relación AV/alcalinidad y pH con sustrato de Grasas de restaurante.



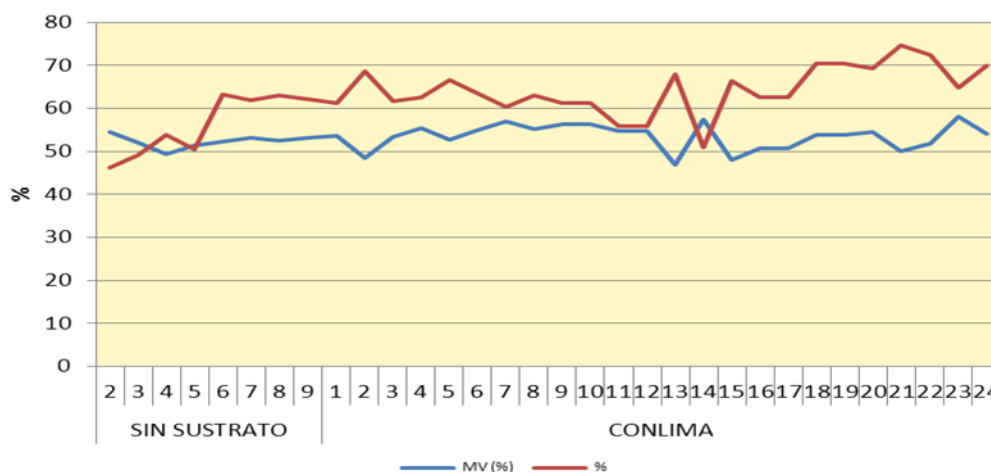
Gráfica 32. Acidez y Alcalinidad con sustrato de Grasas de restaurante.

Analizando la eficacia de eliminación de carga orgánica en el digestor, se atiende a la DQO y MV de salida y al % de eliminación respecto a la carga de entrada. Los valores medios de la experiencia se observan en la tabla siguiente. En ella se aprecia que con la incorporación del sustrato aumenta levemente la carga de salida, pero sin embargo la eficacia de eliminación de ambos parámetros se ve incrementada respecto al periodo sin sustrato.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	52,3	53,4
% Reducción MV	56,3	64,3
DQO (mg/L) fango digerido	14.753	15.067
% Reducción DQO	57,6	63,7

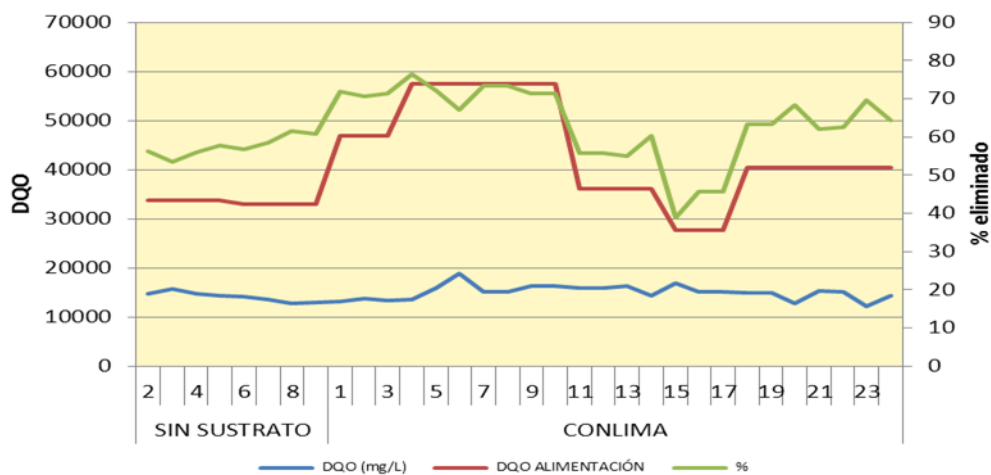
Tabla 32. DQO y MV con sustrato de Grasas de restaurante.

En la gráfica siguiente se muestra la evolución de la MV de salida en el digestor y el porcentaje de eliminación; podemos observar que la materia volátil se mantiene constante a lo largo de la experiencia con este sustrato.



Gráfica 33. MV y % reducción de MV con sustrato de Grasas de restaurante.

En la gráfica siguiente se aprecia la evolución de la DQO en el digestor de la planta piloto. La carga de alimentación a lo largo de la experiencia ha sido muy variable, debido fundamentalmente a las muestras que proceden de los fangos mixtos. Se observa que a pesar de esta variabilidad en la alimentación, la carga de salida, se ha mantenido constante a lo largo de la experiencia.



Gráfica 34. DQO y reducción de la DQO con sustrato de Grasas de restaurante.

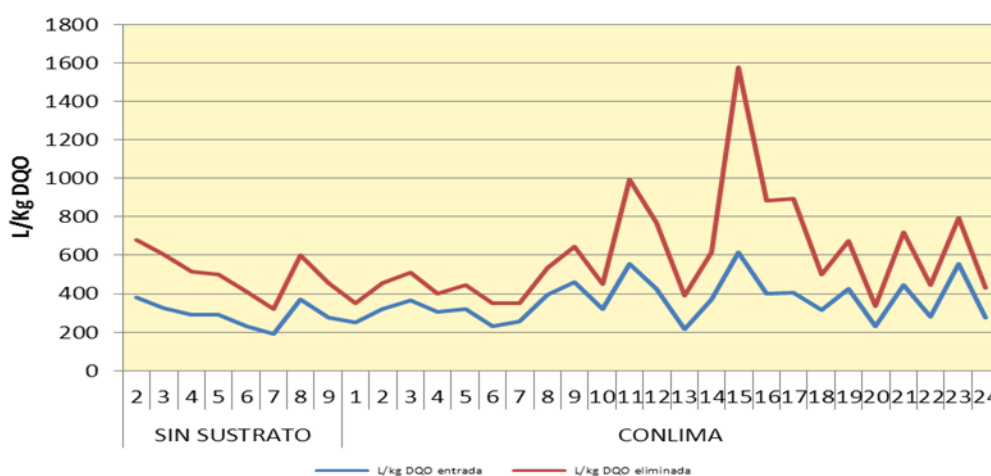
En la tabla siguiente se disponen los valores medios durante la experiencia de Grasas restaurante atendiendo a los ratios de producción de biogás.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,326	0,349
m ³ /kg DQO eliminada	0,715	0,510
m ³ /kg MV entrada	0,642	0,757
m ³ /kg MV eliminada	0,941	1,593

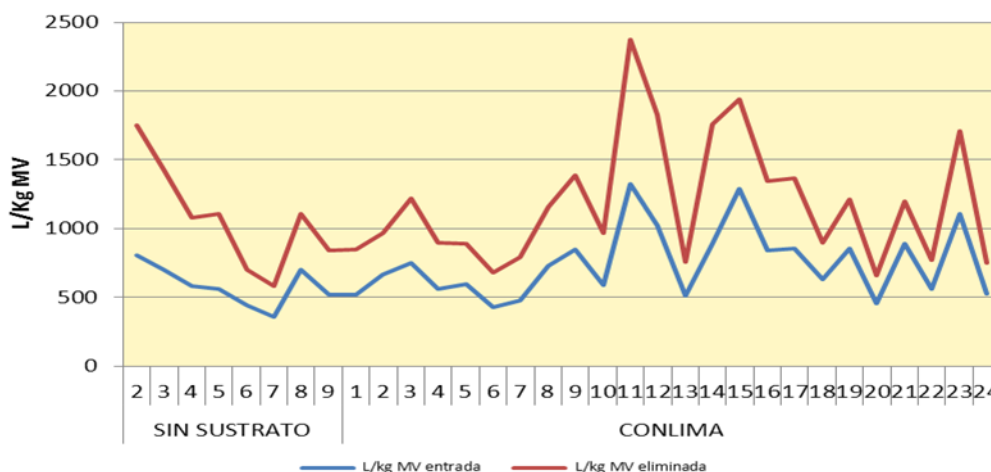
Tabla 33. Ratios de producción de biogás con sustrato de Grasas de restaurante.

En las gráficas siguientes se observa la evolución de estas ratios a lo largo de la experiencia.

Se puede apreciar que con la incorporación del sustrato, las ratios indican una mejora en la producción de biogás al compararlos con el periodo sin sustrato.



Gráfica 35. Ratios de producción de biogás en función de DQO con sustrato de Grasas de restaurante.



Gráfica 36. Ratios de producción de biogás en función de la MV con sustrato de Grasas de restaurante.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos en la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,55	1,60
DQO (mg/L) fango digerido	14.150	15.067
N- total (mg/L) fango digerido	1.348	1.329
P- total (mg/L) fango digerido	344	336
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.154	1.250
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	787	796
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	64	74

Tabla 34. Parámetros de la digestión con sustrato de Grasas de restaurante.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión: Con la incorporación del sustrato procedente de Grasas restaurante la producción de residuos se estima que aumenta entorno a un 3%, lo que se considera poco significativo.

- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo: La incorporación del sustrato, no provoca un aumento significativo en la DQO de salida.

- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido: Tampoco se observan datos que indiquen que la situación pueda producirse.

Para valorar estos parámetros se analiza N_t (total) y P_t (total) en la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento significativo de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato **Grasas restaurante**.

1. Se determina que el sustrato Grasas restaurante es viable técnicamente para su empleo en codigestión con los fangos mixtos de la EDAR, principalmente debido al aporte extra de materia orgánica para la generación de biogás.

2. En la codigestión, el sustrato Grasas restaurante produce una mejora en la eficacia de eliminación de DQO que pasa de un 53,7% a un 63,7%.

3. En la codigestión, el sustrato Grasas restaurante produce una caída de la reducción de MV del 56,3% al 64,3%.

4. La producción de biogás de la digestión pasa de 109 L/día a 196 L/día. Este incremento de aproximadamente un 79% en la producción, lo suponemos provocado por un aumento de la carga de alimentación y una mejora en los procesos de generación de biogás.

Los resultados del empleo de manera conjunta de estos dos sustratos (fango mixto y grasas restaurante) son acordes a la suma de los valores individuales de los mismos. Por

todo ello se considera este sustrato como un sustrato adecuado para su empleo en codigestión.

Por tanto, **este sustrato de aguas restaurante se considera adecuado** para su empleo en codigestión.

4.2.1.7. Aguas de fabricación de salsas

La industria de la que se obtuvieron las Aguas de fabricación de salsas (YB), se dedica a la elaboración de salsas. El sustrato procede de los rechazos de flotación.

Este sustrato tiene gran variabilidad en función del producto a fabricar, por ello se han tomado varias muestras del sustrato, con los siguientes resultados:

Parámetros	21/12/11	03/07/12	23/07/12	03/08/12		08/08/12		23/08/12
				Agua	Grasa	Mayon	Barb	
MS (%)			0,4	0,4	32,1			
MV (%)			63,8	63,9				
pH			5,88	5,5	4,79			4,23
Conductividad(mS/cm)			2,20	2,24	2,65			2,09
DQO (mg/L)	32.530	25.700	5.540	6.900	14.500	24.000	7.820	26.100
Alcalinidad (mg/L)				450	225			300
Acidez Volátil (mg/L)				480	750			
N-total (mg/L)	177		46,8	36,7	43,7			
P-total (mg/L)	23,1		5,14	3,62	5,62			12,2

Tabla 35. Analíticas previas de Aguas de fabricación de salsas.

Para la determinación de los volúmenes a emplear durante la experiencia se estiman en función de la última analítica recibida.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de aguas de fabricación de salsas se acepta como valor de DQO 26.100 mg/l de DQO, lo que implica un requerimiento de 8,8 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 8,8 L sustrato Fabricación de salsas.

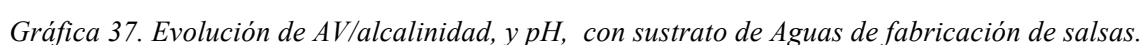
El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

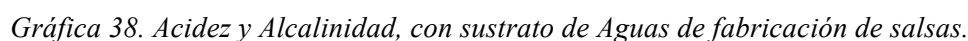
Primera fase: puesta en marcha, alimentación con fango mixto y estabilización del fango en la planta piloto, de 14 días de duración. Se observa que a partir del día 3 la digestión se mantiene estable.

Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y residuo procedente de Fabricación de salsas durante 40 días. Durante toda la experiencia no se observa una estabilización del digestor. Esto se asocia al método de alimentación, que semanalmente se incorpora un sustrato diferente y que varía sus características en función de los productos fabricados en ese periodo.

Durante el periodo con Aguas de fabricación de salsas, la relación Alcalinidad/Acidez se mantiene en valores normales para digestión anaerobia. En las gráficas siguientes se muestra esta evolución de los parámetros de acidez, alcalinidad y pH en el digestor de la planta piloto. Con la incorporación del sustrato de Aguas de fabricación de salsas se observa una alta variabilidad de estos parámetros. Este hecho se asocia a la variabilidad de las características del sustrato de Aguas de fabricación de salsas durante las diferentes semanas que dura la experiencia.

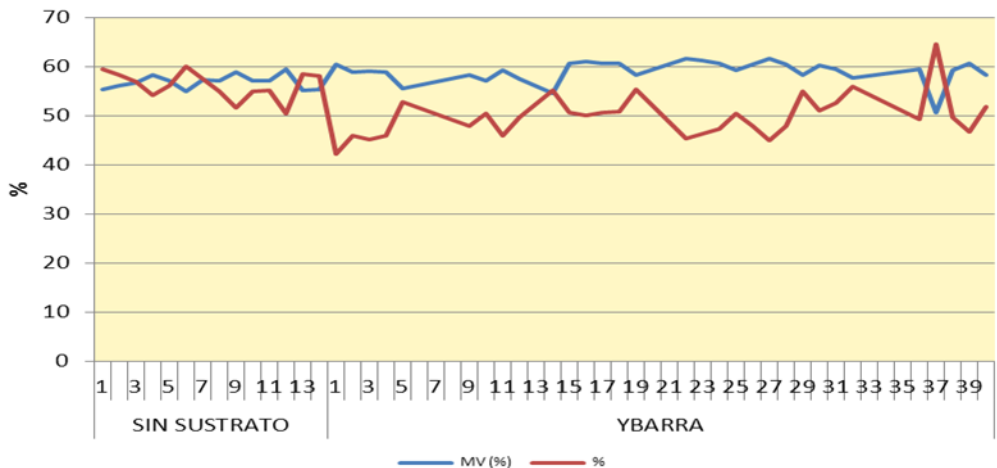


Con la incorporación del sustrato de Aguas de fabricación de salsas, la acidez y alcalinidad del fango digerido sufren una caída constante, este hecho se debe a la baja alcalinidad y acidez que tiene el sustrato, lo que produce en el fango del digestor una caída hasta igualarse con los valores de alimentación.

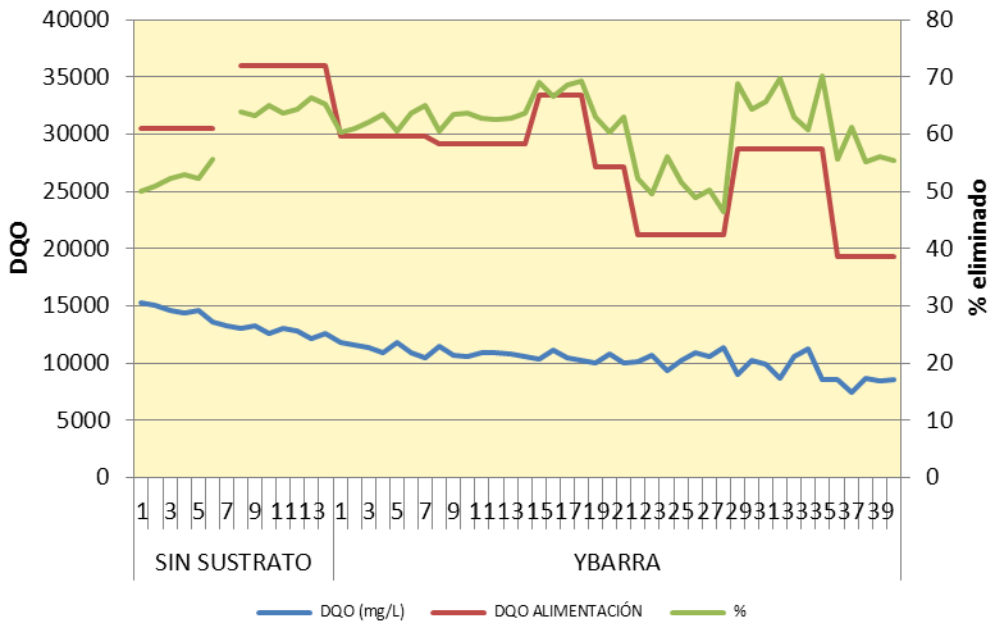


Evaluando la eficacia de eliminación de sólidos volátiles y DQO en el proceso de digestión, se aprecia en las dos gráficas siguientes la evolución de ambos parámetros durante la experiencia con el sustrato.

En lo respectivo a la reducción de MV, se aprecia una leve caída con la incorporación del sustrato, manteniéndose constante la materia volátil de salida del digestor. Sin embarco en lo respectivo a la reducción de DQO, a lo largo de la experiencia, la DQO de salida del digestor tiene una tendencia descendente, provocada por una disminución en la DQO de alimentación.



Gráfica 39. MV y % de reducción de la MV, con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.



Gráfica 40. DQO y reducción de la DQO, con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.

En la tabla siguiente se indican los valores medios durante la experiencia de MV y DQO del digestor.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	56,72	59,00
% Reducción MV	55	50
DQO (mg/L) fango digerido	12.638	10.261
% Reducción DQO	65	61

Tabla 36. DQO y MV con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.

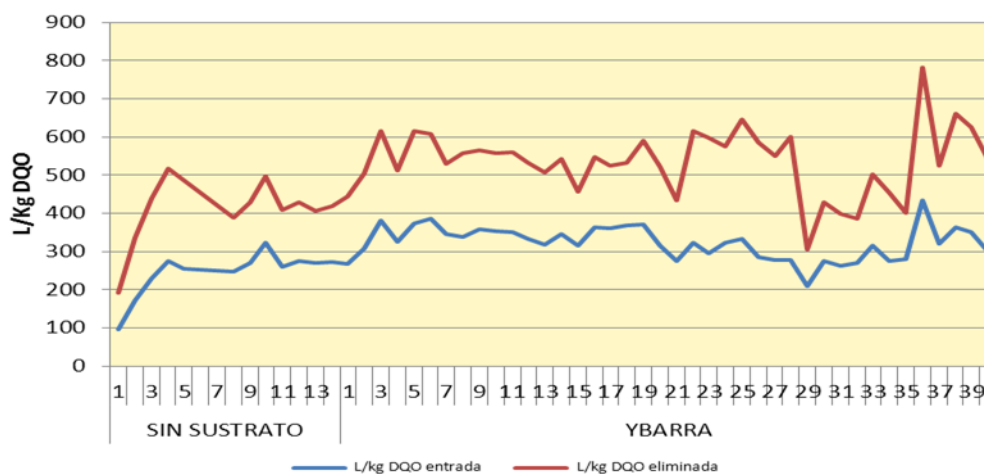
En cuanto a la producción de gas, los incrementos en la producción se observan al tercer día de la alimentación con el sustrato, produciéndose una mejora en los ratios de generación de biogás por DQO y por MV de alimentación.

En la siguiente tabla se aprecia este incremento en la media de los ratios de producción de biogás.

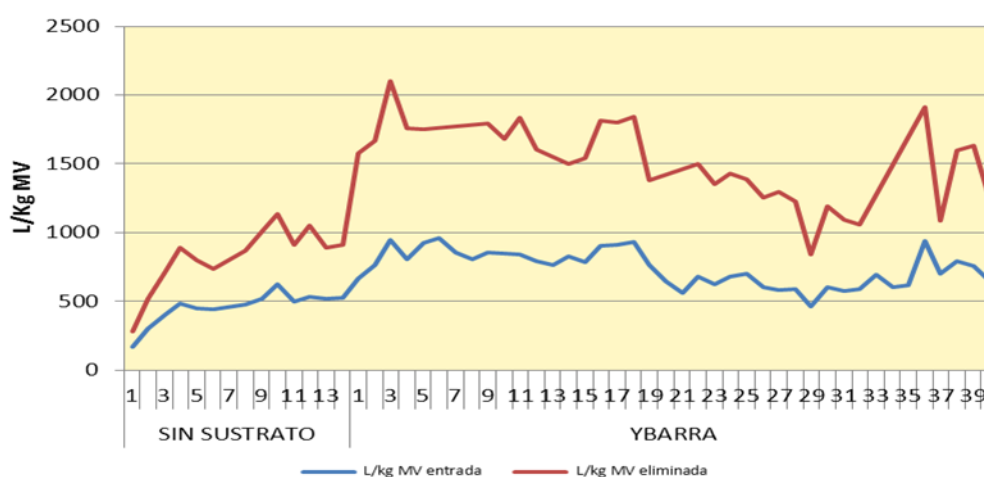
RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,270	0,323
m ³ /kg DQO eliminada	0,416	0,536
m ³ /kg MV entrada	0,520	0,741
m ³ /kg MV eliminada	0,941	1,509

Tabla 37. Ratios de producción de biogás, con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.

En las gráficas siguientes se observa la evolución de estos ratios a lo largo de la experiencia.



Gráfica 41. Ratios de producción de biogás en función de DQO, con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.



Gráfica 42. Ratios de producción de biogás en función de MV, con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos en la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,29	0,95
DQO (mg/L) fango digerido	12.638	10.261
N- total (mg/L) fango digerido	1.490	1.071
P- total (mg/L) fango digerido	373	258
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	941	813
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	946	633
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	79	71

Tabla 38. *Parámetros de digestión con sustrato de Aguas de fabricación de salsas.*

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. Con la incorporación de este sustrato de Aguas de fabricación de salsas, se reduce el % de MS de salida en el digestor, por lo que no se aprecia un aumento en lo que a la producción de residuos se refiere.
- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo. El sustrato de Aguas de fabricación de salsas permite una mayor reducción de DQO en la digestión anaerobia, por lo que este aspecto no se produce.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido. Tampoco se observan datos que indiquen que la situación pueda producirse.
- Para valorar estos parámetros se analiza N-total y P-total sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato Aguas de fabricación de salsas.

1. Se concluye que el sustrato procedente de la fabricación de salsas es viable técnicamente para su empleo en codigestión de los fangos mixtos de la EDAR,

debido principalmente al incremento en los ratios de producción de biogás y a la mejora que produce en los procesos de digestión.

2. En la codigestión con sustrato procedente de la fabricación de salsas, se produce una caída en la eficacia de eliminación de DQO desde un 65% a un 61% ambos valores se encuentra entre los niveles normales de eliminación de DQO.

3. En la codigestión con sustrato procedente de la fabricación de salsas se produce una caída de la reducción de MV del 55 al 50 %, una variación pequeña y aceptable, posiblemente debida a las propias variaciones en el sustrato alimentado. Las aguas de fabricación de salsas no producen variaciones importantes en la eliminación de materia orgánica.

4. La producción de gas de la instalación pasa de 126 L/día a 189 L/día. Este incremento de aproximadamente un 50% en la producción se debe principalmente al incremento en la carga de alimentación que ha subido un 50% más en lo que a kg de DQO se refiere.

Este sustrato procedente de la fabricación de salsas, aporta carga orgánica degradable al proceso de digestión anaerobia, permitiendo aumentar la cantidad de biogás a generar. Por ello, **este sustrato se considera adecuado para su incorporación** a los procesos de codigestión.

4.2.1.8. Aguas de fabricación de biodiesel “Aguas glicerosas”

El sustrato Aguas glicerosas (EN), procede de los rechazos de la fabricación de biodiesel.

Para la ficha de caracterización se realizan dos analíticas, al disponer de dos muestras para la caracterización del sustrato:

Parámetros	21/12/2011	11/10/2012
MS (%)	-	91,8
MV (%)	-	-
pH	-	6,69
Conductividad (mS/cm)	-	4,0
DQO (mg/L)	207.000	1.295.000
Alcalinidad (mg/L)	-	19.125
Acidez Volátil (mg/L)	-	28.350
N-total (mg/L)	-	-
P-total (mg/L)	-	136

Tabla 39. Se estiman las cantidades a alimentar la planta piloto en función de estos parámetros.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digester) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de aguas de rechazo de fabricación de biodiesel tiene 1.295.000 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 0,18 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L. de fango mixto + 0,18 L sustrato aguas glicerosas.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en dos fases:

Primera fase: puesta en marcha con fango digerido y estabilización alimentando el digester con fangos mixtos durante 6 días.

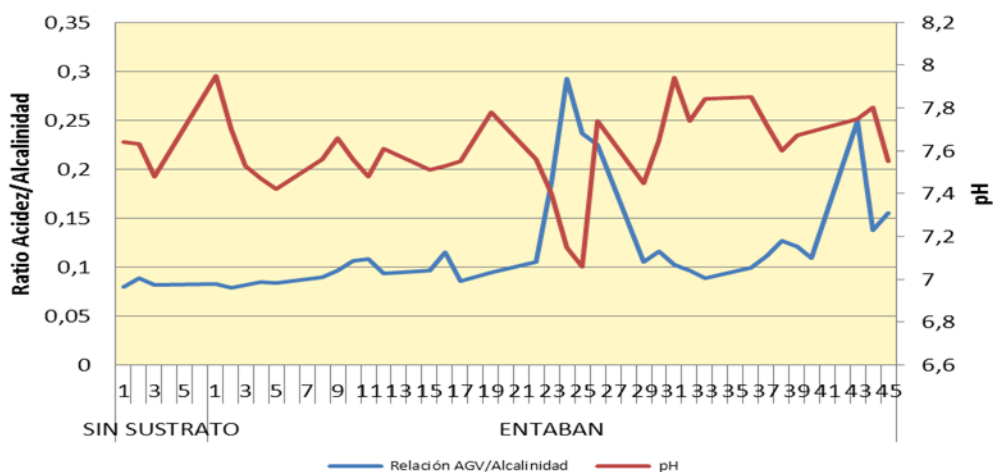
Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato aguas de rechazo de fabricación de biodiesel durante 45 días, observándose variaciones puntuales a lo largo de la experiencia.

Durante la experiencia con el sustrato aguas de rechazo de fabricación de biodiesel se producen numerosos atascos y problemas en la alimentación del digestor, aunque la mayoría se solucionan durante el mismo día; no hay una correcta alimentación, lo que ocasiona sobrecargas puntuales al digestor.

En lo referente a la relación Acidez/Alcalinidad, en la siguiente gráfica se observan dos picos donde aumenta la relación a valores que superan 0,12.

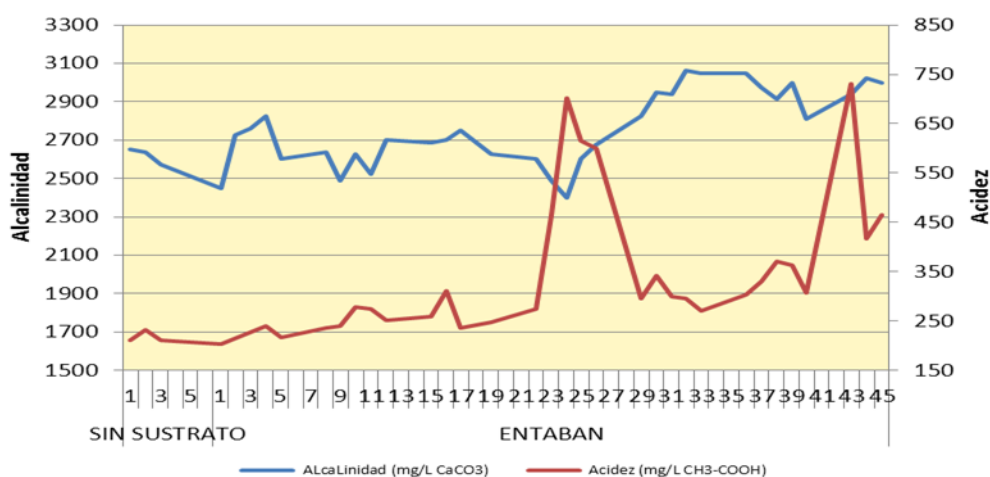
El primero de los picos coincide con un incremento considerable en la carga de entrada. Mientras que el segundo coincide con los días previos al cambio de piezas de la bomba de alimentación, de manera que no hay una correcta alimentación al digestor.

Se aprecia también en la gráfica que la relación acidez/alcalinidad es alta, lo que provoca una alta sensibilidad de la digestión ante pequeños cambios en la alimentación.



Gráfica 43. Evolución de AV/alcalinidad y pH, con sustrato aguas glicerosas.

En la gráfica siguiente podemos observar a lo largo de la experiencia una ligera tendencia a aumentar tanto la acidez del digestor como la alcalinidad.



Gráfica 44. Acidez y Alcalinidad, con sustrato aguas glicerosas.

Se ha detectado en la composición del sustrato aguas glicerosas, una elevada cantidad de sulfuros y sulfatos, estos compuestos generan gran cantidad de Sulfuro de hidrógeno durante el proceso de codigestión.

Durante el seguimiento de la experiencia, se detectó un incremento importante de este gas. El exceso de Sulfuro de hidrógeno en un digestor anaerobio puede generar la acidificación del mismo debido a que las bacterias sulfatoredutoras compiten con las bacterias metanogénicas por los sustratos útiles. Las primeras muestran ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las segundas.

Además, el sulfato es un inhibidor del proceso de digestión. Por todo ello se comprueba que es importante mantener un control sobre el caudal de sustrato aguas glicerosas a alimentar a la digestión anaerobia. Durante las experiencias se aprecian cambios en los sistemas de alimentación, que provocan el aumento de la acidez en el digestato.

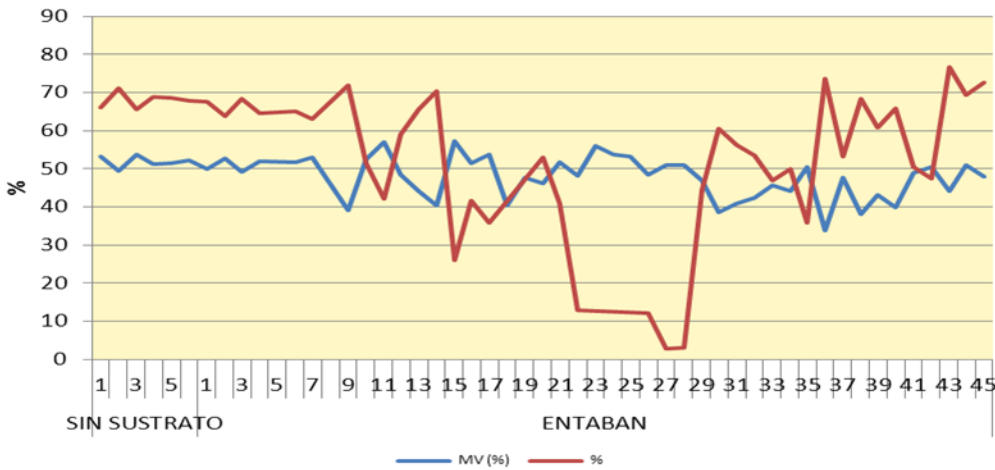
Para determinar la eficacia de eliminación de MV y de DQO de la digestión anaerobia con la incorporación del sustrato, se ha tenido en cuenta el valor medio de la experiencia. En la tabla siguiente se aprecia que la DQO de salida durante el periodo con sustrato es inferior a la DQO de salida durante el periodo sin sustrato, esto conlleva a una mejora en la reducción de DQO en el proceso de digestión anaerobia. Al analizar la materia volátil, observamos que aunque durante el periodo con sustrato el % de materia volátil es menor frente al periodo sin sustrato, el % de reducción de la MV se

reduce con la incorporación del sustrato, este hecho se asocia a una disminución de la MV en la alimentación.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	51,9	48,3
% Reducción MV	68,1	48,4
DQO (mg/L) fango digerido	14.792	13.812
% Reducción DQO	42,7	67,8

Tabla 40. DQO y MV con sustrato aguas glicerosas.

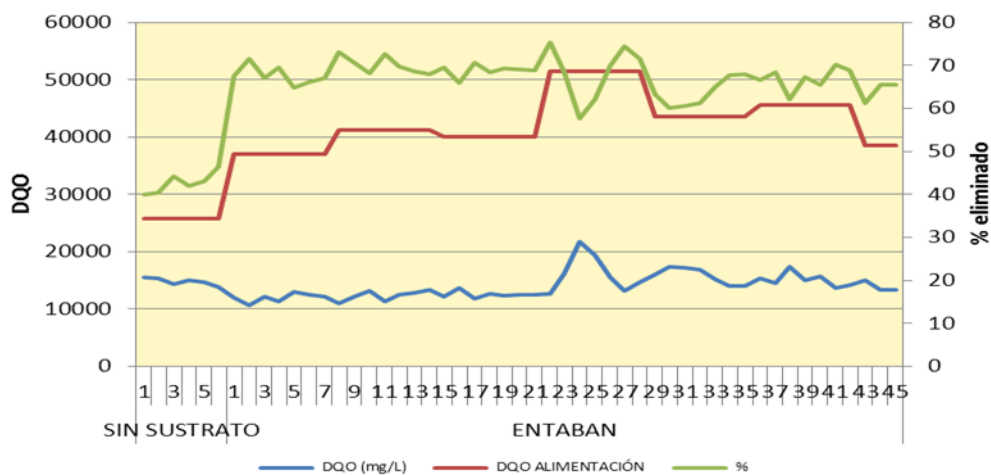
En la siguiente gráfica podemos observar la disminución en el % de MV eliminada, durante los días 21 al 28 de la experiencia con sustrato. Durante este periodo, la DQO de alimentación resultó muy baja motivado por un cambio en los fangos mixtos, esto provocó que la cantidad de materia volátil eliminada cayera mientras que se mantiene constante la MV de salida del digestor.



Gráfica 45. Evolución de MV y % de reducción de la MV con sustrato aguas glicerosas.

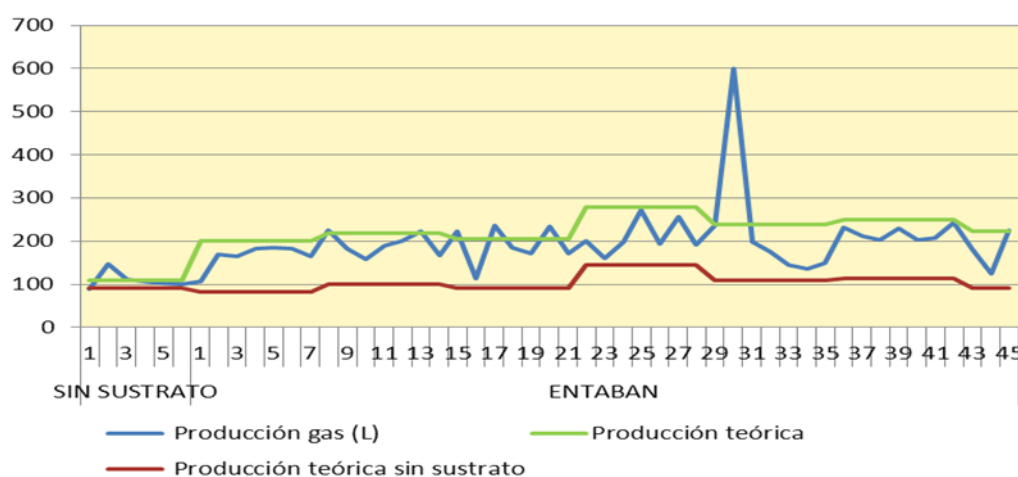
En la gráfica siguiente se aprecia la evolución de la DQO en la digestión de la planta piloto. Atendiendo a la DQO de salida representada en azul, se observa un incremento desde los días 23 al 26 del periodo con sustrato que viene motivado por la acidificación del digestor por sobrecarga en la alimentación.

Si atendemos al % de DQO eliminado, se aprecia que con la incorporación del sustrato aguas glicerosas este rendimiento aumenta considerablemente, de un 40% a valores superiores al 60%. Ello es debido a que con la incorporación del sustrato aguas glicerosas , aumentamos considerablemente la carga de entrada, mientras que la DQO de salida del digestor se mantiene constante, consiguiendo eliminarse en la digestión la carga aportada por el sustrato y mejorar la eliminación de DQO procedente del fango mixto de la EDAR.



Gráfica 46. DQO y reducción de la DQO con sustrato aguas glicerosas.

En cuanto a la producción de gas, durante la experiencia, existieron problemas con la alimentación del digestor, lo que provocó que el día 30 de la experiencia con sustrato aguas glicerosas se introdujera aire, este hecho se puede observar en la gráfica. Por este motivo, se han despreciado los datos de los cinco días posteriores para la evaluación de producción de biogás.



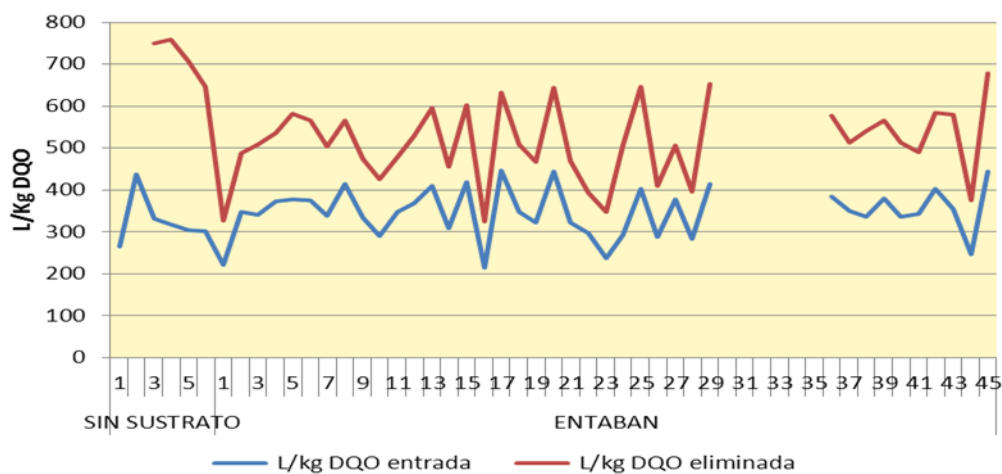
Gráfica 47. Producción de biogás con sustrato aguas glicerosas.

En la tabla siguiente se presentan los valores medios durante la experiencia con sustrato aguas glicerosas atendiendo a las ratios de producción de biogás. Se observa que con la adicción del sustrato los ratios referidos a la alimentación mejoran respecto al periodo sin sustrato, lo que supone una mejora en los rendimientos de producción de biogás.

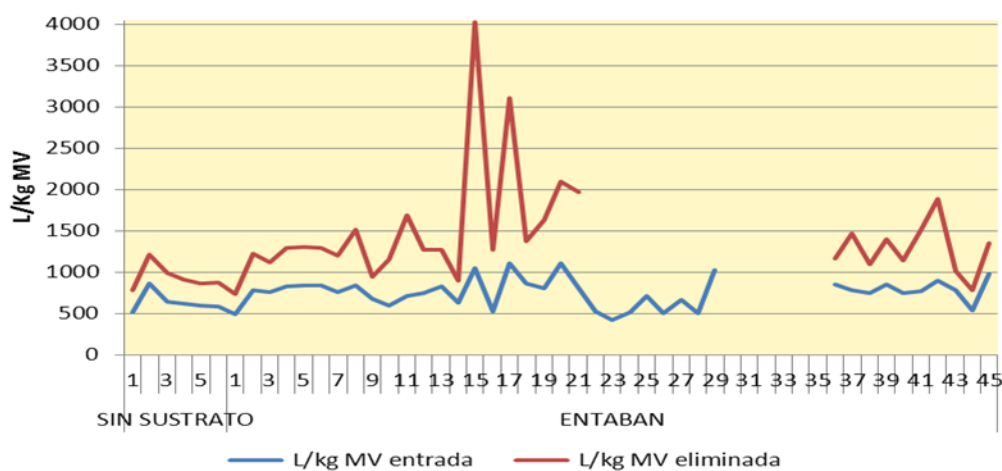
RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,326	0,349
m ³ /kg DQO eliminada	0,715	0,510
m ³ /kg MV entrada	0,642	0,757
m ³ /kg MV eliminada	0,941	1,593

Tabla 41. Ratios de producción de biogás con sustrato aguas glicerosas.

En las dos gráficas siguientes se observa la evolución de estas ratios a lo largo de la experiencia.



Gráfica 48. Ratios de producción de biogás en función de DQO con sustrato aguas glicerosas.



Gráfica 49. Ratios de producción de biogás en función de MV con sustrato aguas glicerosas.

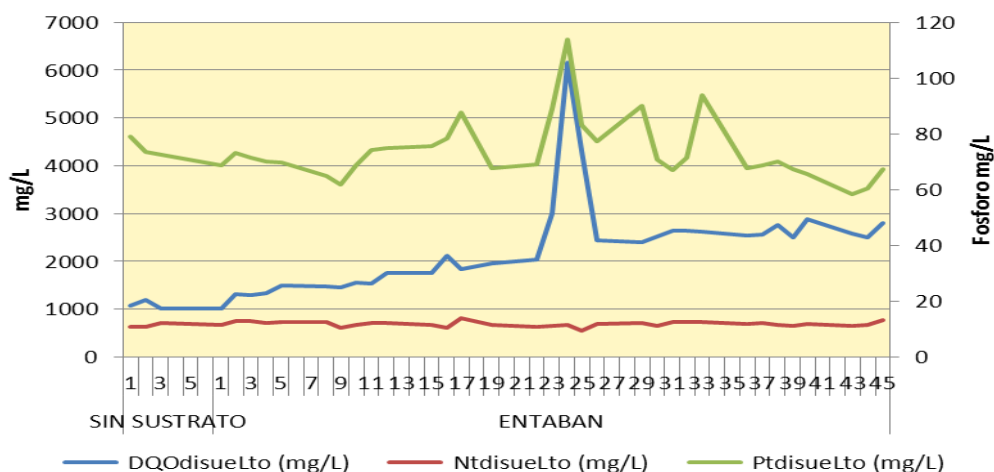
También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos en la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,61	1,76
DQO (mg/L) fango digerido	14.792	13.812
N- total (mg/L) fango digerido	1.189	1.166
P- total (mg/L) fango digerido	411	309
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.093	2.223
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	662	692
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	76	76

Tabla 42. Parámetros de digestión con sustrato aguas glicerosas.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos: Con la incorporación del sustrato procedente de Fabricación biodiesel el porcentaje de MS aumenta entorno a un 10%.
- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo: El sustrato permite una mayor reducción de la DQO en la digestión anaerobia, por lo que este aspecto no se produce.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido: Tampoco se observan datos que indiquen que la situación pueda producirse.
- Para valorar estos parámetros se analiza N_t y P_t sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento significativo de estos parámetros.

Donde sí se aprecia un incremento considerable es en la DQO de retorno a cabecera, que aumenta progresivamente a lo largo de la experiencia tal y como se puede ver en la gráfica siguiente.



Gráfica 50. Parámetros del agua de retorno a cabecera con sustrato aguas glicerosas.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato aguas glicerosas de rechazo de la fabricación biodiesel.

1. Se determina el sustrato de aguas glicerosas como viable técnicamente para su empleo en codigestión con los fangos mixtos de la EDAR, debido principalmente al incremento en las ratios de producción de biogás y al aporte extra de materia orgánica para la generación de biogás.

Se considera que debido a la elevada cantidad de sulfuro que contiene el sustrato de aguas glicerosas, este debe dosificarse con especial cuidado, procurando que la incorporación se realice de forma continua durante un largo periodo de tiempo y no de forma puntual. Además, la incorporación del sustrato aguas glicerosas requerirá de un mayor control sobre el Sulfuro de hidrógeno en el biogás generado.

2. En la codigestión con sustrato de aguas glicerosas procedentes de fabricación biodiesel, se produce una mejora en la eficacia de eliminación de DQO que pasa de un 42,7% a un 67,8%.

3. En la codigestión con sustrato de aguas glicerosas procedentes de fabricación biodiesel se produce una caída de la reducción de MV del 68,1% al 49%,

ambos valores se encuentran dentro de los porcentajes de reducción admitidos en la explotación de la EDAR.

4. La producción de biogás de la instalación pasa de 109 L/día a 196 L/día. Este incremento de aproximadamente un 79% en la producción, debe venir provocado por un aumento de la carga de alimentación y una mejora en los procesos de generación de biogás.

Los resultados del empleo de manera conjunta de fangos mixtos y aguas glicerosas son concordantes con la suma de los resultados individuales, debiendo de controlarse determinados parámetros que pueden afectar negativamente a la digestión anaerobia.

Por tanto, **este sustrato de aguas glicerosas se considera adecuado para su empleo en codigestión**, siempre y cuando se realice con unas medidas de control de Sulfuro de hidrógeno y de dosificación.

Hasta aquí se describen los ensayos piloto positivos, que han dado la oportunidad de introducir estos residuos en codigestión en la EDAR a escala real, pero a partir de este momento, se presentan dos residuos cuyos ensayos dieron resultados negativos, y además de, obviamente, no usarlos en codigestión, nos llevó a considerar un cambio de estrategia, ya que un ensayo piloto fracasado conlleva una cantidad de trabajo, medios y economía muy grande y por ello se abrirá una nueva línea de trabajo.

4.2.1.9. Aguas aromatizadas

Las aguas aromatizadas (BC) proceden de los rechazos de fabricación de una industria dedicada a la destilación de aceites esenciales naturales y la fabricación de productos aromáticos naturales y sintéticos para la industria de perfumería, cosmética, alimentación y farmacéutica.

Para la ficha de caracterización se realizan analíticas a las muestras recibidas con fecha 25 de septiembre de 2012 y el día 22 de enero de 2013, con los siguientes resultados:

Parámetros	25/10/2012	22/01/2013
MS (%)	3,31	5,01
MV (%)	20,8	--
pH	3,64	1,42
Conductividad (mS/cm)	23	76
DQO (mg/L)	125.600	102.400
Alcalinidad (mg/L)	--	--
Acidez Volátil (mg/L)	--	--
N-total (mg/L)	--	67
P-total (mg/L)	--	100

Tabla 43. Caracterización analítica de aguas aromatizadas.

En cuanto al contenido en metales y otros compuestos cabe destacar que su contenido en metales pesados es similar al de los fangos mixtos, no existiendo por tanto peligro de inhibición.

En función de los resultados obtenidos se evalúan y estiman los volúmenes de alimentación en la planta piloto.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digestor) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

Tras el análisis previo del sustrato de aguas aromatizadas de 102.400 mg/L de DQO, lo que implica un requerimiento de 2,3 L/día de sustrato.

Volumen diario a alimentar: 13 L de fango mixto + 2,3 L sustrato Aguas aromatizadas.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la

EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

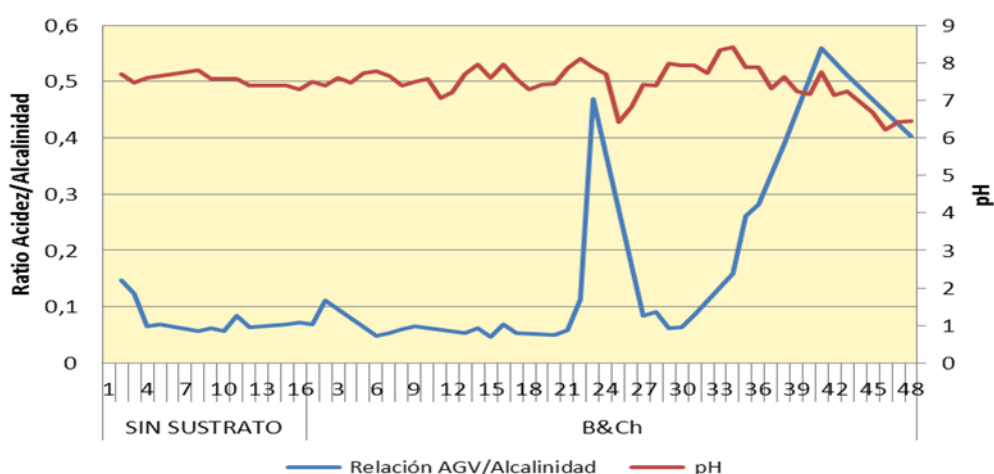
Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento:

Inicialmente durante la experiencia con Aguas aromatizadas, se observa que la relación AGV/Alcalinidad disminuye levemente con la incorporación del sustrato. Pero tras 23 días de experiencia se produce un retraso en la alimentación que obliga a incorporar gran parte de la dosificación diaria durante un periodo más corto de tiempo, esto produce que el digestor no sea capaz de asimilar correctamente ocasionando una acumulación de ácidos volátiles, lográndose su recuperación tras tres días de alimentación continua.

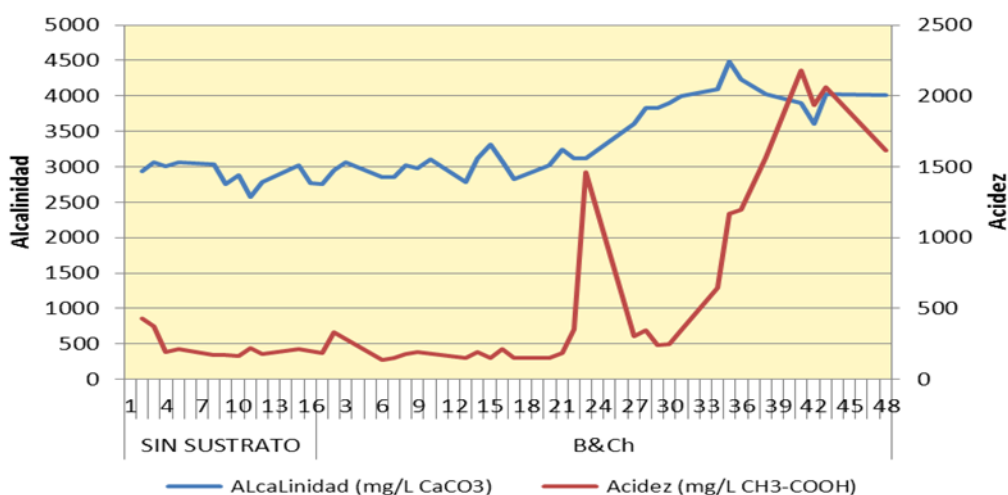
Tras este incidente y con la alimentación normalizada el digestor comienza de nuevo a acumular ácidos volátiles.

Con la incorporación del sustrato se aprecia que la capacidad de adaptarse a los cambios bruscos disminuye, pudiendo ocasionar la inhibición del digestor por acidificación del digestato.

Esto puede comprobarse en las dos gráficas siguientes.

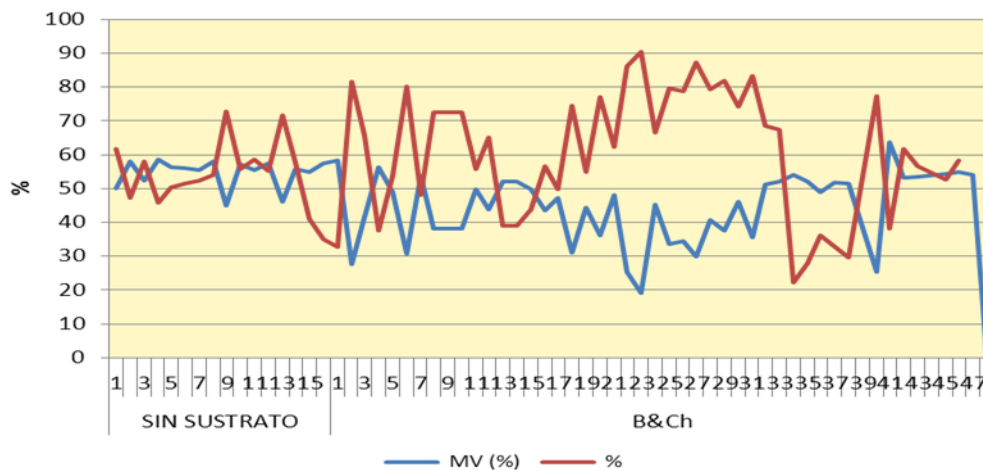


Gráfica 51. Relación AV/alcalinidad y pH con sustrato aguas aromatizadas.



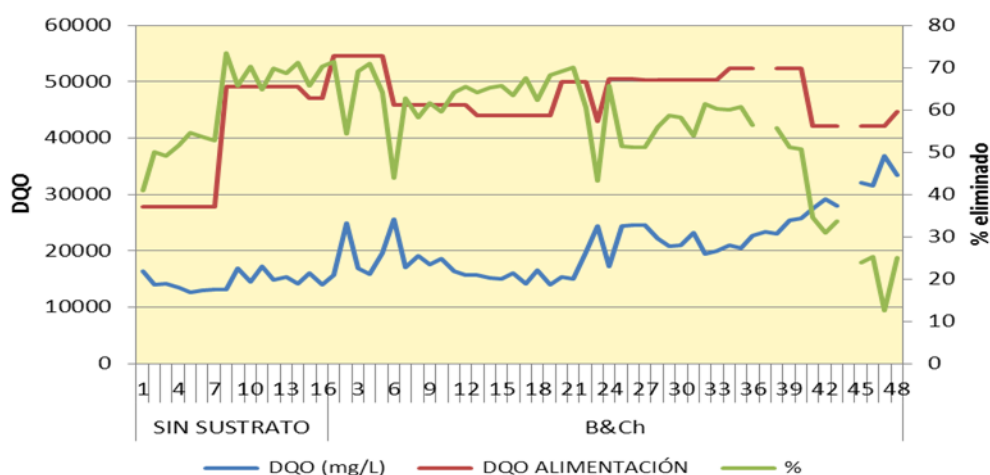
Gráfica 52. Acidez y Alcalinidad con sustrato aguas aromatizadas.

Con la incorporación del sustrato se produce una caída en el porcentaje de MV a la salida del digestor, esto viene motivado principalmente por una disminución de este parámetro en la alimentación causado por la dilución que produce el sustrato.



Gráfica 53. MV y % reducción de MV con sustrato aguas aromatizadas.

Al analizar la DQO en la gráfica siguiente, se observa que tras la incorporación del sustrato se produce un aumento en la demanda de oxígeno del fango digerido con tendencia ascendente durante toda la experiencia.



Gráfica 54. DQO y reducción de la DQO con sustrato aguas aromatizadas.

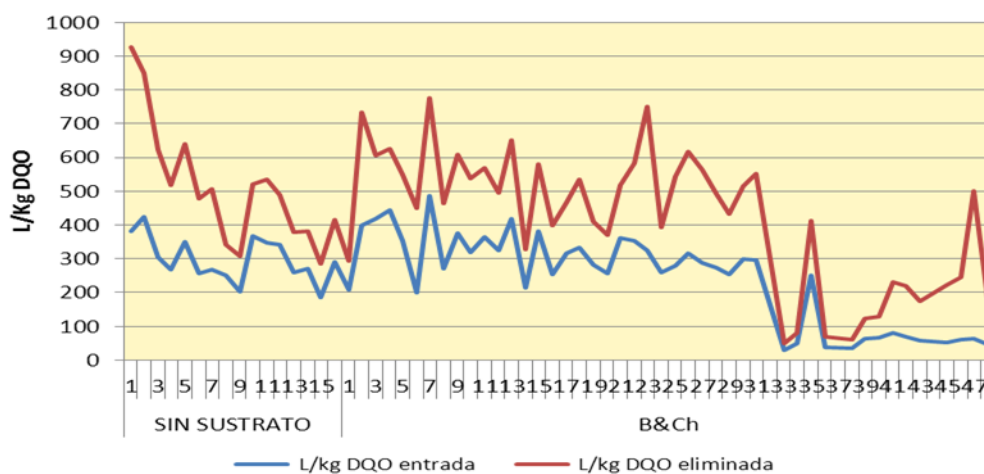
Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MV fango digerido	54,6	43,7
% Reducción MV	54,3	61,65
DQO (mg/L) fango digerido	14.588	21.544
% Reducción DQO	54,3	61,7

Tabla 44. DQO y MV con sustrato aguas aromatizadas.

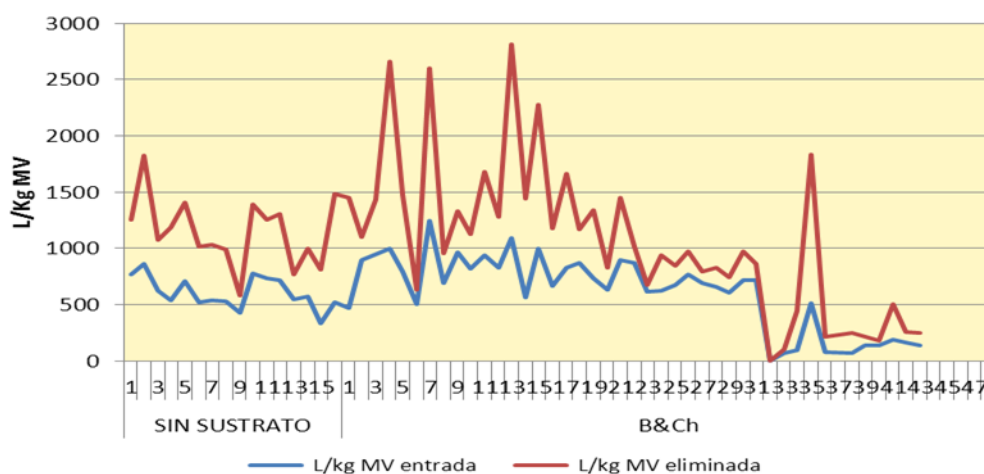
El digestato antes de la incorporación del sustrato tiene un valor de DQO de 14.000 mg/L, y desde el primer día tras la incorporación de este aumenta hasta valores superiores a 20.000 mg/L resultando inicialmente muy irregular en la salida del digestor. Esto es un indicador claro de un mal funcionamiento del proceso.

Como se observa, los cambios en la carga al digestor producen un aumento directo en la salida del mismo.

En el análisis de la producción de gas a través de las ratios de producción de gas por carga alimentada puede observarse en las dos gráficas siguientes, con un incremento inicial por la incorporación del sustrato pero con una tendencia descendente que acaba en prácticamente la no producción de gas.



Gráfica 55. Ratios de producción de biogás en función de DQO con sustrato aguas aromatizadas.



Gráfica 56. Ratios de producción de biogás en función de la MV con sustrato aguas aromatizadas.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,298	0,242
m ³ /kg DQO eliminada	0,512	0,424
m ³ /kg MV entrada	0,609	0,610
m ³ /kg MV eliminada	1,149	1,088

Tabla 45. Ratios de producción de biogás con sustrato aguas aromatizadas.

En la ratio de producción de gas por kg de MV alimentado se observa claramente esta tendencia descendente que ocasiona la inhibición final del digestor.

También en el control del biogás a la salida de la planta piloto, se ha ensayado el % en CO₂. Este % de CO₂, con la incorporación del sustrato aguas aromatizadas en aumento, ha superado el 40 %, lo que evidencia una caída importante en la producción de Metano. Por otro lado, se analiza también el contenido en Sulfuro de hidrógeno, que alcanza valores de 26.000 ppm, muy superior a los valores normales de producción en la planta piloto inferiores a 2.000 ppm.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos en la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato
% MS fango digerido	1,5	2,5
DQO (mg/L) fango digerido	14.463	21.544
N- total (mg/L) fango digerido	1.462	1.296
P- total (mg/L) fango digerido	352	350
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.251	4.581
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	858	758
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	81	68

Tabla 46. Parámetros de digestión con sustrato aguas aromatizadas.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión: Con la incorporación del sustrato procedente de Grasas restaurante la producción de residuos se estima que aumenta entorno a un 67%, implicando un incremento en los costes importante.
- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo: La incorporación del sustrato Grasas restaurante provoca un aumento importante en la DQO de salida que implica una

baja degradación del fango en la digestión anaerobia. También se aprecia un incremento en la DQO del escurrido que retornaría a cabecera en la EDAR (DQO disuelta)

- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido: Tampoco se observan datos que indiquen que la situación pueda producirse.

Para valorar estos parámetros se analiza N_t (total) y P_t (total) sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento significativo de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato **Aguas aromatizadas**.

1. Se considera que el sustrato no es viable técnicamente para realizar la codigestión con los fangos mixtos de la EDAR por afectar negativamente al proceso de digestión anaerobia.

2. El sustrato aguas aromatizadas provoca una caída en la concentración de las bacterias metanogénicas disminuyendo significativamente la cantidad de Metano. Esto puede ser debido principalmente al aumento de las bacterias sulfatoreductoras que cuando aumentan su concentración entran en competencia con las metanogénicas provocando finalmente la acidificación del digestor.

3. La producción total de biogás se ve afectada negativamente por la incorporación del sustrato, debido a que genera una inhibición del proceso disminuyendo la cantidad y calidad del gas generado.

Por estos motivos, **la codigestión con este sustrato aguas aromatizadas resulta perjudicial** para el empleo en la codigestión de la EDAR.

4.2.10. Lixiviado de vertedero de RNP

Nos facilita este sustrato una empresa dedicada a la gestión de residuos en vertedero. El sustrato es el procedente de los lixiviados (NE) generados en el mismo.

Para la ficha de caracterización se realiza una analítica a la muestra recibida con fecha 18 de mayo de 2012, con los siguientes resultados:

Parámetros	
MS (%)	8,2
MV (%)	35,5
pH	5,06
Conductividad (mS/cm)	53,4
DQO (mg/L)	52.200
Alcalinidad (mg/L)	21.237
Acidez Volátil (mg/L)	17.250
N-total (mg/L)	680
P-total (mg/L)	41,2

Tabla 47. Se estiman las cantidades a alimentar la planta piloto en función de estos parámetros.

Para los cálculos de alimentación, a partir del volumen de la planta piloto (0,450 m³ de digester) se requieren 0,230 kg DQO/día, para autosuficiencia. Se realizaron los cálculos de la forma siguiente:

El sustrato de Lixiviados de vertedero tiene 52.000 mg/l de DQO, lo que implica un requerimiento de 4,5 L/día.

Volumen diario a alimentar: 13 L. de fango mixto + 4,5 L Lixiviados de vertedero.

El volumen de fango mixto a alimentar a la planta piloto se había determinado previamente, como el equivalente al volumen real disponible por la digestión de la EDAR (35.522 m³) y la alimentación diaria de fango mixto de la EDAR (unos 1000 m³/día).

Resultados de la experiencia. Gráficas de seguimiento. La experiencia se dividió en tres fases:

Primera fase: puesta en marcha, alimentación con fango mixto y estabilización del fango en la planta piloto durante 20 días. Se observa que a partir del día 14, la digestión se mantiene estable.

Segunda fase: se añade una mezcla de fango mixto y sustrato de lixiviados de vertedero durante 17 días. No se logra una estabilización completa del fango a lo largo de todo este periodo.

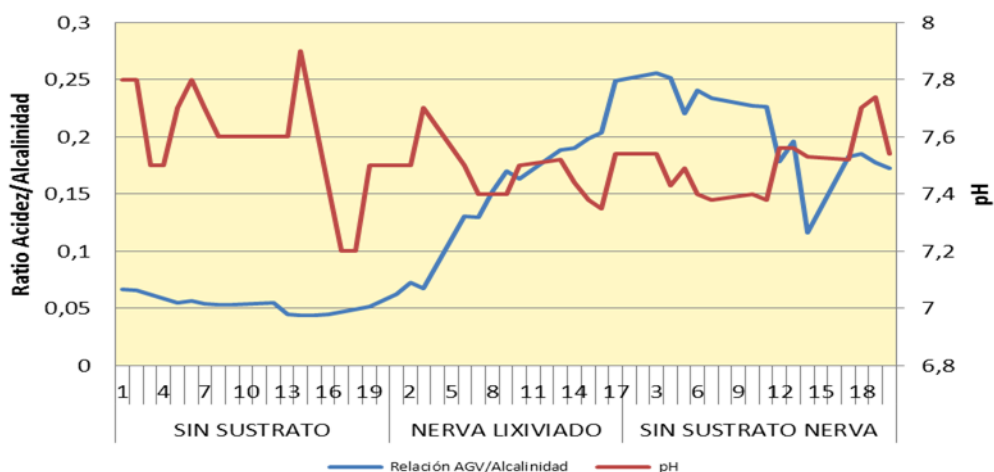
Tercera fase: se mantiene la experiencia alimentando la planta piloto exclusivamente con fangos mixtos, para observar la capacidad de recuperación del digestor.

Según diferentes autores, no se recomienda que la relación Acidez/Alcalinidad total no sobrepase el valor de 0,3 (mg ácido acético/mg CaCO_3). Considerándose que a partir de este valor se produce en el digestor una menor actividad biológica, por acidificación, que provocan la disminución en la generación de biogás.

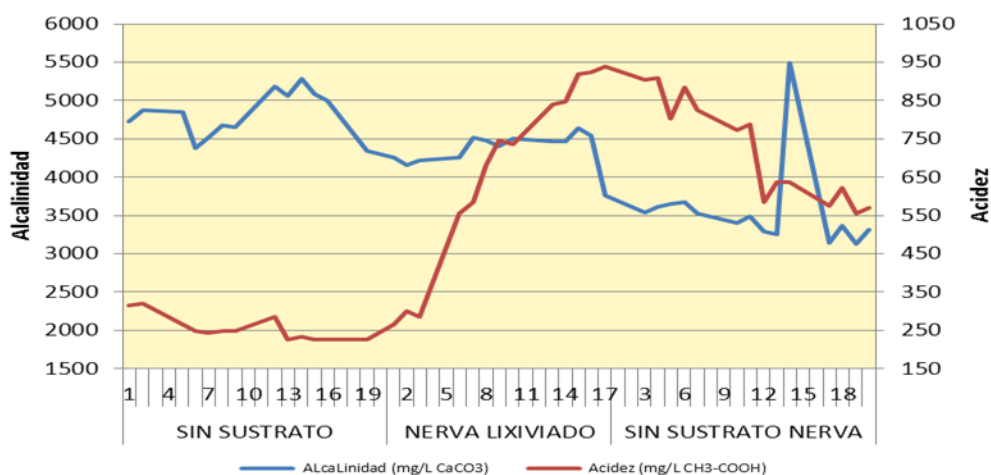
En condiciones normales de funcionamiento con otros sustratos favorables, ni en la EDAR y ni en la propia planta piloto se sobrepasa el valor de 0,12 (mg ácido acético/mg CaCO_3) para la relación Acidez/alcalinidad.

Durante los días que duró la experiencia con Lixiviados de vertedero se observó que la relación Acidez/Alcalinidad desde el momento de la incorporación del sustrato aumentaba sus valores de 0,05 hasta alcanzar el valor de 0,25 (mg ácido acético/mg CaCO_3).

En las dos gráficas siguientes se muestra esta evolución en el digestor piloto, atendiendo al segundo periodo sin sustrato de lixiviado de vertedero, la relación de Acidez/Alcalinidad no llega a recuperar valores normales en la digestión.



Gráfica 57. Evolución de AV/alcalinidad y pH, con sustrato lixiviado de vertedero.



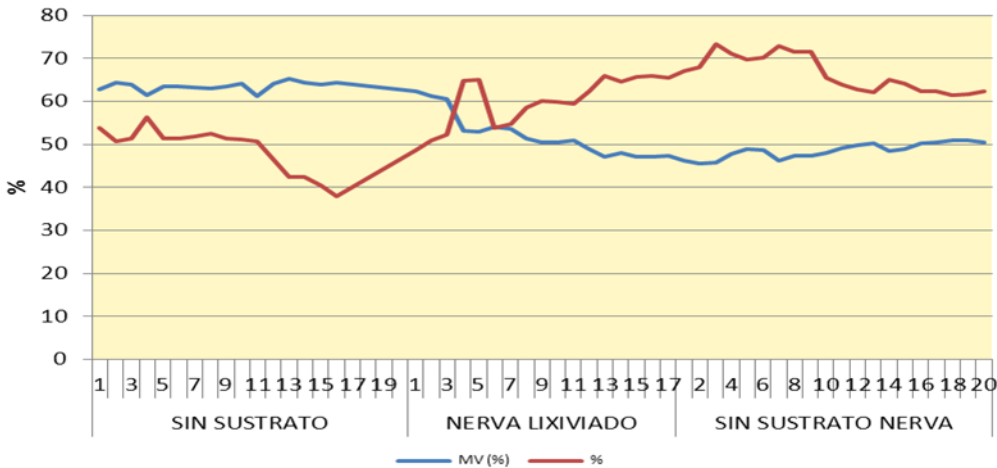
Gráfica 58. Evolución de Acidez y Alcalinidad, con sustrato lixiviado de vertedero.

Otro aspecto importante es la caída en el pH con la incorporación del sustrato, que aunque no se llega a alcanzar valores ácidos que inhiban el proceso, si se aprecia una variación respecto al periodo anterior sin sustrato (sólo con fango mixto). Se considera que no se ha producido una caída mayor debido a la elevada alcalinidad del fango mixto empleado, que durante este periodo tiene valores muy elevados adquiriendo la mezcla una elevada capacidad tampón.

Durante la experiencia, y como principal objetivo se trató de determinar el efecto del lixiviado de vertedero sobre la eficacia de eliminación de sólidos volátiles y DQO en el

digestor, así como el aumento de producción de biogás en función de la cantidad de sustrato adicionado.

En la gráfica siguiente se aprecia un incremento en la reducción de sólidos volátiles del fango digerido, esta mejora en la reducción de sólidos volátiles no supone un aumento en el rendimiento del digestor, sino que se puede asociar a una caída en los sólidos volátiles de alimentación al incorporar el lixiviado.

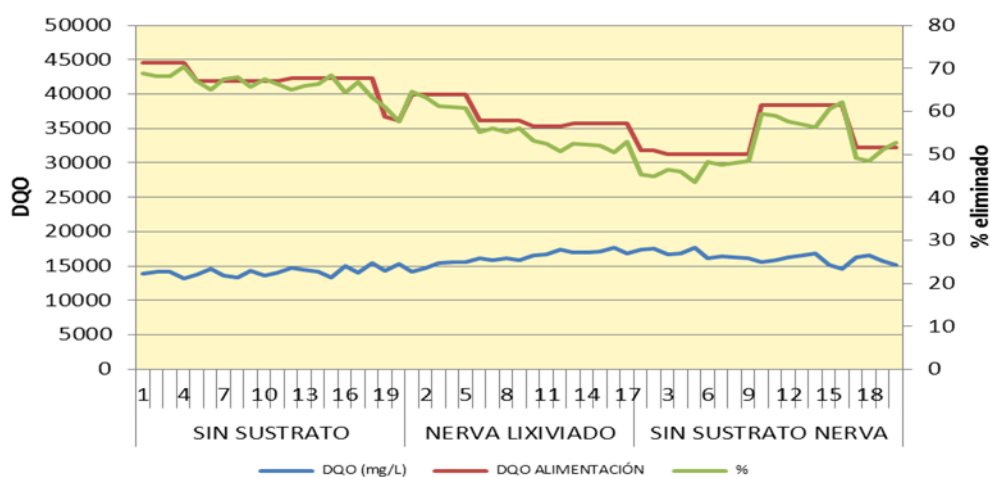


Gráfica 59. MV y % reducción de la MV, con sustrato lixiviado de vertedero.

Al estudiar el comportamiento de la DQO en el fango digerido, así como el rendimiento de eliminación de DQO, en la tabla y gráfica siguientes, se observa una caída en la eficacia de eliminación de DQO con la adición del sustrato, provocando un aumento en la DQO del fango digerido.

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato	Recuperación Sin Sustrato
% MV fango digerido	63,5	52,8	48,6
% Reducción MV	49	59	66,4
DQO (mg/L) fango digerido	14122	16096	16.281
% Reducción DQO	67	56	51,6

Tabla 48. DQO y MV con sustrato lixiviado de vertedero.

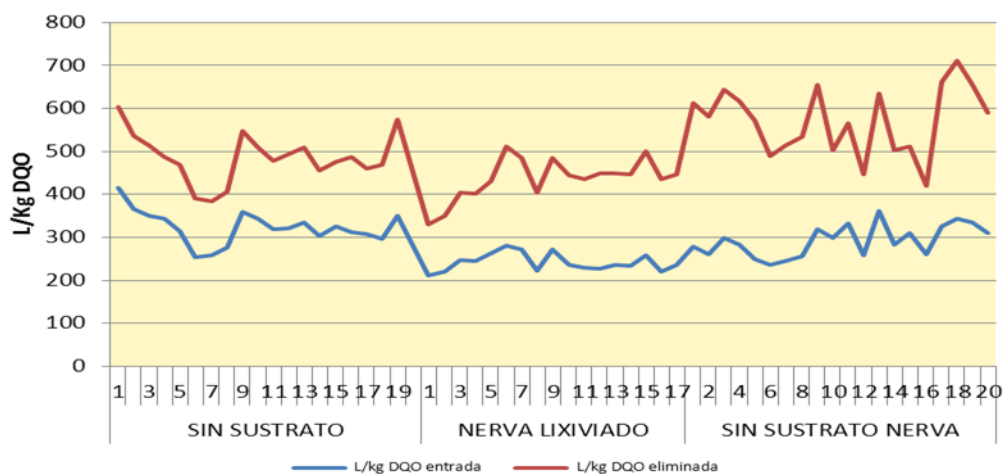


Gráfica 60. DQO y reducción de DQO, con sustrato lixiviado de vertedero.

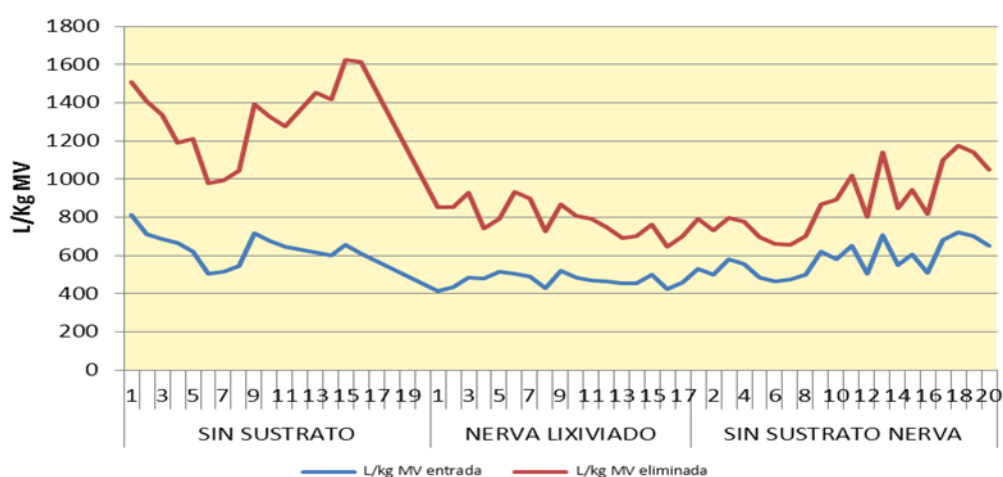
En cuanto a la producción de gas, se aprecia una importante caída en los ratios tras la adición de sustrato, lo que supone una pérdida de producción de gas en la digestión anaerobia de los fangos.

RATIO PRODUCCIÓN GAS	Sin Sustrato	Con Sustrato	Recuperación Sin Sustrato
m ³ /kg DQO entrada	0,322	0,244	0,292
m ³ /kg DQO eliminada	0,482	0,435	0,571
m ³ /kg MV entrada	0,640	0,474	0,580
m ³ /kg MV eliminada	1,318	0,807	0,881

Tabla 49. Ratios de producción de biogás, con sustrato lixiviado de vertedero.



Gráfica 61. Ratios de producción de biogás en función de DQO, con sustrato lixiviado de vertedero.



Gráfica 62. Ratios de producción de biogás en función de la MV, con sustrato lixiviado de vertedero.

También deberíamos hacer un análisis para tener en cuenta también los efectos negativos de la codigestión, según se observa en la tabla siguiente:

Parámetros	Sin Sustrato	Con Sustrato	Recuperación Sin Sustrato
% MS fango digerido	1,24	1,64	1,8
DQO (mg/L) fango digerido	14.122	16.096	16.281
N- total (mg/L) fango digerido	1.981	1.500	1.385
P- total (mg/L) fango digerido	379	351	336
DQO disuelta (mg/L) fango digerido	1.385	3.258	3.791
N- total (mg/L) disuelto fango digerido	1.529	1.147	
P- total (mg/L) disuelto fango digerido	108	48	

Tabla 50. Parámetros de la digestión, con sustrato lixiviado de vertedero.

- Aumento de producción de residuos con el consiguiente aumento de los costes de tratamiento y gestión de residuos. El incremento debido al aumento de la materia seca del fango digerido es de un 32% al incorporar el sustrato, lo cual supone un aumento importante en la gestión de fangos secos.
- Aumento de DQO del fango, lo que puede provocar un aumento de los problemas medioambientales en la gestión del residuo. No se aprecia incremento de este parámetro.
- Retorno de nutrientes a cabecera debido al incremento de N y P en el fango digerido.
- Para valorar estos parámetros se analiza N_t (total) y P_t (total) sobre la fracción líquida de la muestra de fango digerido centrifugada, sin apreciarse aumento de estos parámetros.

A continuación se enumeran las principales conclusiones obtenidas durante de la experimentación con el sustrato Lixiviado de vertedero.

1. Se determina el sustrato procedente de Lixiviado de vertedero como no viable técnicamente para su empleo directo en codigestión de los fangos mixtos, debido principalmente a que provoca un efecto inhibitor sobre la actividad biológica que se produce.

2. En la codigestión con sustrato procedente de Lixiviado de vertedero, se produce una caída en la eficacia de eliminación de DQO desde un 67% a un 56% provocando con ello un incremento en la DQO de los fangos digeridos.

3. En la codigestión con sustrato procedente de Lixiviado de vertedero se produce un aumento de la reducción de MV del 49 al 59 %, provocado por la menor MV en la alimentación del digestor (por menor MV del sustrato), lo cual no implica que se produzca una mejora de los rendimientos de eliminación.

4. La producción de biogás de la planta piloto pasa de 178 L/día a 158 L/día. Esta caída en la producción de gas se produce por una inhibición del proceso de digestión, motivada principalmente por la acidificación del mismo, que no permite que se produzca la actividad biológica adecuada.

Por tanto, **la codigestión con este sustrato resulta perjudicial** para el empleo en la codigestión de la EDAR.

En esta primera etapa del trabajo, en los ensayos referidos, se ha recogido toda una experiencia industrial muy potente, una innovación importante en España, que puso a Emasesa en primera línea de avance tecnológico en la búsqueda de cómo conseguir el autoconsumo en al EDAR subiendo la producción de biogás en codigestión anaerobia.

Esta Tesis doctoral nace de esta experimentación sobre la realidad industrial y se hace ciencia para conseguir mejoras que puedan volver a la EDAR aplicándolas para conseguir cotas más altas de autoconsumo y, ahora también, una gestión eficaz del tratamiento de residuos cada vez más complicados.

4.3. Ensayos de viabilidad de PBM más planta piloto. Segunda etapa de la investigación

Los dos últimos ensayos negativos en el pilotaje, hacen que sea necesario probar otra línea de trabajo previa al ensayo piloto, con menores costes en trabajo, medios y economía para dilucidar ese aspecto antes que nada y en el caso de ser positivo el ensayo, entonces ya si pasar a piloto.

Es particularmente importante buscar esta alternativa para ensayar diferentes pretratamientos y mezclas previas que pueden ser muy numerosas y que deben dejar para su pilotaje posterior un número reducido de ensayos.

Para ello se introduce la técnica del PBM en ensayos *batch*, de una sola carga y con poca cantidad de muestra, que aplica el grupo TAR en sus trabajos en los últimos años y se utilizan aquí para poder gestionar tanta necesidad de ensayo y eficiencia en el uso de medios.

Así que el ensayo previo de viabilidad, PBM, define la actuación a seguir de acuerdo al esquema siguiente

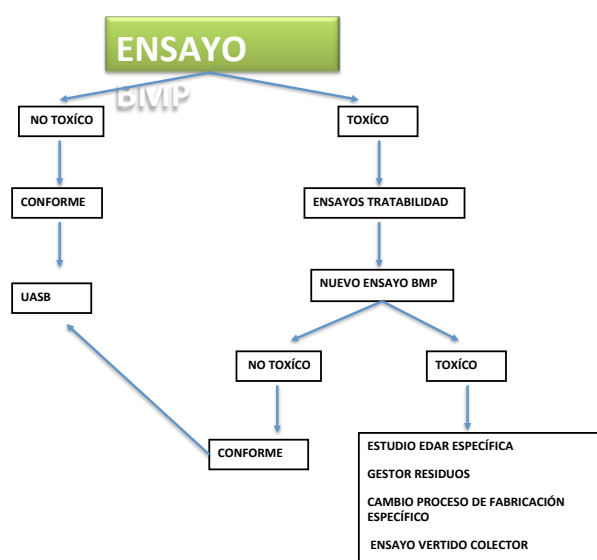


Ilustración 41. Esquema de actuación.

También se adapta la presentación de resultados, hasta este momento muy influidos por las rutinas industriales, a una nomenclatura más científica y acorde con las últimas publicaciones científicas en codigestión anaerobia del grupo TAR.

4.3.1. Efluente de fabricación de hidrocarburos

4.3.1.1. Ensayo de viabilidad PBM

Con el fin de determinar la viabilidad de los residuos en una codigestión anaerobia y estudiar la producción de biogás y/o metano y, la productividad de metano. Se ha estudiado la complementariedad de los cosustratos con el lodo de depuradora.

Inóculo

Para realizar el ensayo PBM, se utilizó como fuente de biomasa metanogénica activa fango digerido extraído de los digestores de la EDAR Copero, que trata las aguas residuales urbanas de la comarca sur de Sevilla.

Parámetros	Unidades	Inóculo
DQO	mg L ⁻¹	22.961 ± 1.125
ST	mg L ⁻¹	18.535 ± 1.145
Materia Seca	%	1,8
SV	mg L ⁻¹	12.110 ± 1.215
Materia Volátil	%	65,3
SF	mg L ⁻¹	6.425 ± 1.123
pH		7,7 ± 0,9
Conductividad	mS cm ⁻¹	11,4 ± 1,3
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	6.357 ± 1.213
AGV	mg CaCO ₃ L ⁻¹	279 ± 56
Relación AGV/Alcalinidad		0,04

Tabla 51. Caracterización analítica del inóculo.

Sustrato y Cosustratos

Con el fin de determinar las características de las mezclas sustrato-cosustratos empleada, se muestran los resultados de las analíticas de laboratorio. Con respecto a las analíticas, se ha seguido la metodología descrita en el capítulo 3.3. Como se recoge en dicha tabla, las mezclas de sustratos-cosustratos poseen cierta variabilidad entre los resultados analíticos obtenidos para cada uno de ellos debido a las diferentes cantidades de cosustrato que se le ha proporcionado.

Parámetros	Unidades	Fango Mixto	Plastic Energy	38,4 % v/v Plastic Energy en FM
DQO	mg L ⁻¹	32.342 ± 1.280	17.080 ± 1.180	24.031 ± 1.125
ST	mg L ⁻¹	24.105 ± 1.540	1.200 ± 186	18.940 ± 1.231
Materia Seca	%	2,4	0,1	1,9
SV	mg L ⁻¹	15.970 ± 1.235	320 ± 25	12.950 ± 1.245
Materia Volátil	%	66,3	26,7	68,4
SF	mg L ⁻¹	8.135 ± 1.346	880 ± 101	5.990 ± 1.270

Tabla 52. Caracterización analítica de los sustratos.

Caracterización de influentes y efluentes.

La caracterización inicial y final del contenido de los PBM, se muestran en la Tabla 53. El pH se mantiene constante tanto al inicio como al final de los en el ensayo con sustrato PE en FM, así como el ensayo del Fango Mixto, dentro del rango óptimo (6,5-7,7) para procesos anaeróbicos (İşik and Sponza, 2005).

En términos de eliminación de materia orgánica. El ensayo con 38,4% v/v de PE en FM (22 %) presenta una eliminación de DQO inferior frente al digestor discontinuo con el fango mixto que tiene una eliminación de materia orgánica del 44 %. Los consorcios microbianos no son capaces de eliminar el sustrato PE a pesar de tener menor DQO de entrada. Esto es debido a que los consorcios microbianos no presentan una viabilidad a la adición del cosustrato en una codigestión anaerobia. La eliminación de VS en el ensayo con Sustrato PE es muy inferior al Fango mixto, que presentan una eliminación

del 27 % y el sustrato PE del 9 %, por lo que se comprueba que la adición del cosustrato a una codigestión anaerobia no es factible.

Los AGV iniciales son mayores en la mezcla de sustrato y cosustrato. La eliminación de AGV en las muestras de sustrato PE es inferior, debido a la baja producción de biogás que muestran. La presencia de altos niveles de AGV, nos indica que la adición del Sustrato PE en una codigestión anaerobia no es factible, perjudicando a los consorcios microbianos. La alcalinidad aumenta un poco al final de los ensayos y muestra concentraciones cercanas al óptimo (Gerardi, 2003).

La relación AGV/Alcalinidad puede utilizarse como un indicador de la estabilidad del proceso. Cuando esta relación es inferior a 0,4-0,5 (equivalentes de ácido acético / equivalentes de CaCO_3) (Borja et al., 2004), se considera que el proceso está funcionando favorablemente sin riesgo de acidificación. El valor de la relación en el estudio realizado para sustrato PE con fango mixto es mayor que el propio fango mixto, aunque están dentro del rango óptimo.

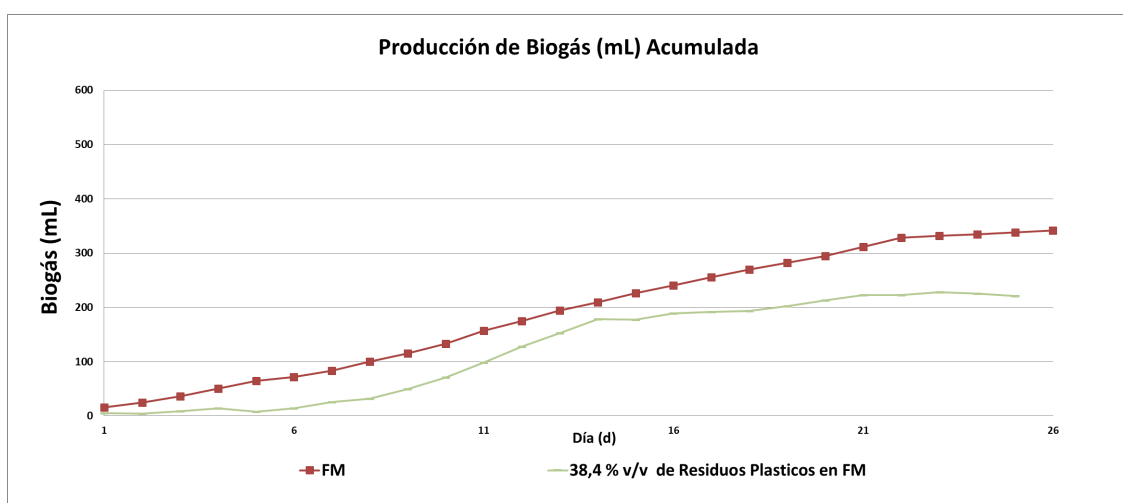
		(Sustrato (FM, Fango Mixto) + Cosustrato (Plastic Energy))+ Inóculo (I)	
Parámetros		FM + I	(38,4 % v/v Plastic Energy en FM) + I
DQO (mg L⁻¹)	Entrada	22.800 ± 1.905	18.032 ± 1.650
	Salida	12.671 ± 1.808	13.998 ± 1.412
	Eliminación (%)	44	22
ST (mg L⁻¹)	Entrada	23.495 ± 1.456	18.465 ± 2.245
	Salida	17.156 ± 2.000	15.410 ± 1.085
	Eliminación (%)	27	16
SV (mg L⁻¹)	Entrada	12.860 ± 1.097	12.195 ± 1.265
	Salida	8.473 ± 1.320	10.950 ± 1.233
	Eliminación (%)	34	9
pH	Entrada	7,5 ± 0,9	7,6 ± 0,9
	Salida	7,6 ± 0,8	7,2 ± 0,7
Conductividad (mS cm⁻¹)	Entrada	12,1 ± 1,1	13,1 ± 1,1
	Salida	11,2 ± 0,8	12,9 ± 1,2
Alcalinidad (mg CaCO₃ L⁻¹)	Entrada	5.777 ± 101	6.035 ± 270
	Salida	7.540 ± 99	7.118 ± 243
AGV (mg CaCO₃ L⁻¹)	Entrada	615 ± 98	736 ± 94
	Salida	376 ± 28	540 ± 46
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,11	0,12
	Salida	0,05	0,07

Tabla 53. Caracterización analítica de inicio y salida de los ensayos PMB.

Producción de biogás

La Gráfica 63 muestra la producción acumulada de biogás durante el ensayo de Sustrato PE en FM, en comparación con la producción acumulada de biogás durante la digestión anaeróbica del sustrato de referencia (FM). Al principio, el ensayo con Sustrato PE presenta una fase de latencia hasta el día 9, en la cual los consorcios microbianos se adaptan a la muestra (Nielfa et al., 2015). Desde el día 9 el volumen de biogás del ensayo con Sustrato PE presento un aumento en la producción llegando a su tasa

máxima de producción de biogás el día 23 con 225 mL, a partir del cual presenta un descenso en la producción de biogás (mostrando una pendiente descendente en los últimos días de ensayo). A partir de la Gráfica 63 se puede observar que la producción de biogás del sustrato PE en FM está muy por debajo del patrón de referencia que tiene una producción de biogás total de 341 mL, en torno a 120 mL más que el ensayo de sustrato PE que tiene una producción de biogás de 221 mL en los 26 días de ensayo, se desprende que la adición del sustrato PE afecta de manera significativa a los consorcios microbianos.



Gráfica 63. Producción de biogás acumulada, ensayo de PE, PBM.

Productividad de metano

Como se puede ver en la El cosustrato PE es toxico e **inhibe** la producción de biogás, productividad de metano. Y disminuye drásticamente el porcentaje de metano en el biogás, afectando así a la viabilidad del proceso.

4.3.2. Lixiviado de vertedero de RSU

4.3.2.1. Estudio de viabilidad en PBM

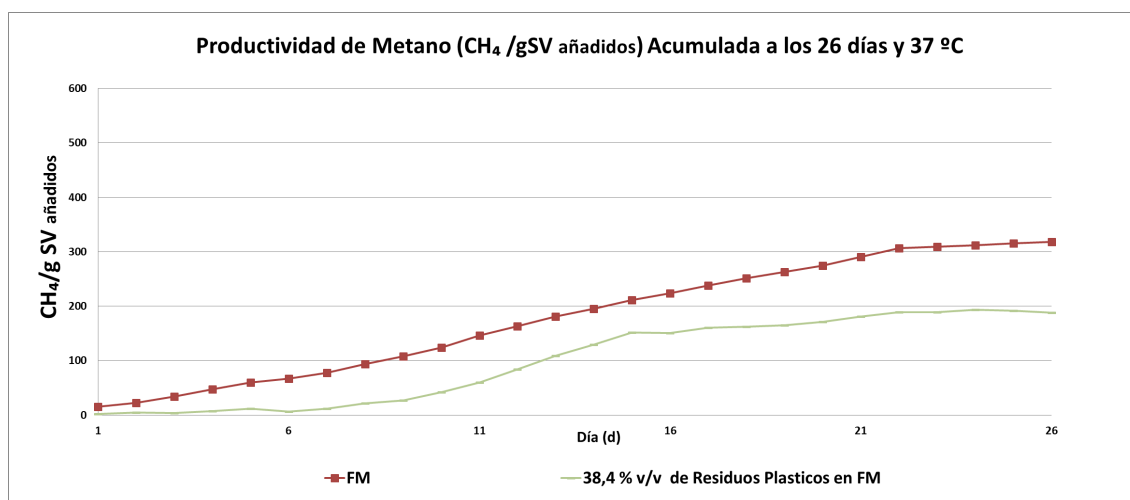
Con el fin de determinar la viabilidad de los residuos en una codigestión anaerobia y estudiar la producción de biogás y/o metano y, la productividad de metano. Se ha estudiado la complementariedad de los cosustratos con el lodo de depuradora.

Inóculo

Para realizar el ensayo PBM, se utilizó como fuente de biomasa metanogénica activa fango digerido extraído de los digestores de la zona sur de Sevilla, Dos Hermanas y Polígono la Isla

Parámetros	Unidades	Inóculo
DQO	mg L ⁻¹	22.961 ± 1.125
ST	mg L ⁻¹	18.535 ± 1.145
Materia Seca	%	1,8
SV	mg L ⁻¹	12.110 ± 1.215
Materia Volátil	%	65,3
SF	mg L ⁻¹	6.425 ± 1.123
pH		7,7 ± 0,9
Conductividad	mS cm ⁻¹	11,4 ± 1,3
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	6.357 ± 1.213
AGV	mg CaCO ₃ L ⁻¹	279 ± 56
Relación AGV/Alcalinidad		0,04

Tabla 54, la muestra 38,4 % v/v de sustrato PE en FM registró una productividad de metano de 188 mL CH₄ gSV⁻¹_{añadidos}, muy inferior al fango mixto de 318 mL CH₄ gSV⁻¹_{añadidos}, presentando una productividad cerca de la mitad del fango mixto (patrón de referencia). Después del período de estudio de 26 días, la muestra con sustrato PE en fango mixto presentan una pendiente descendiente. Esto es debido a la inhibición del lixiviado.



Gráfica 64. Productividad de metano acumulada, ensayo de PE, PMB.

Conclusiones previas.

El cosustrato PE es tóxico e **inhibe** la producción de biogás, productividad de metano. Y disminuye drásticamente el porcentaje de metano en el biogás, afectando así a la viabilidad del proceso.

4.3.3. Lixiviado de vertedero de RSU

4.3.3.1. Estudio de viabilidad en PBM

Con el fin de determinar la viabilidad de los residuos en una codigestión anaerobia y estudiar la producción de biogás y/o metano y, la productividad de metano. Se ha estudiado la complementariedad de los cosustratos con el lodo de depuradora.

Inóculo

Para realizar el ensayo PBM, se utilizó como fuente de biomasa metanogénica activa fango digerido extraído de los digestores de la zona sur de Sevilla, Dos Hermanas y Polígono la Isla

Parámetros	Unidades	Inóculo
DQO	mg L ⁻¹	22.961 ± 1.125
ST	mg L ⁻¹	18.535 ± 1.145
Materia Seca	%	1,8
SV	mg L ⁻¹	12.110 ± 1.215
Materia Volátil	%	65,3
SF	mg L ⁻¹	6.425 ± 1.123
pH		7,7 ± 0,9
Conductividad	mS cm ⁻¹	11,4 ± 1,3
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	6.357 ± 1.213
AGV	mg CaCO ₃ L ⁻¹	279 ± 56
Relación AGV/Alcalinidad		0,04

Tabla 54. Caracterización analítica del inóculo.

Sustrato y Cosustratos

Con el fin de determinar las características de las mezclas sustrato-cosustratos empleada, se muestran los resultados de las analíticas de laboratorio. Con respecto a las analíticas, se ha seguido la metodología descrita en el capítulo 3.3. Como se recoge en dicha tabla, las mezclas de sustratos-cosustratos poseen cierta variabilidad entre los resultados analíticos obtenidos para cada uno de ellos debido a las diferentes cantidades de cosustrato que se le ha proporcionado.

Parámetros	Unidades	Fango Mixto	Lixiviado	1,4 % v/v Lixiviado en FM	2,6 % v/v de Lixiviado en FM	5 % v/v de Lixiviado en FM
DQO	mg L ⁻¹	32.342 ± 1.280	23.145 ± 1.100	31.916 ± 1.025	29.875 ± 1.115	28.975 ± 1.050
ST	mg L ⁻¹	24.105 ± 1.540	13.680 ± 1.255	23.980 ± 1.104	23.560 ± 1.007	23.020 ± 1.032
Materia Seca	%	2,4	1,37	2,4	2,36	2,3
SV	mg L ⁻¹	15.970 ± 1.235	4.780 ± 1.005	15.550 ± 1.021	14.535 ± 1.024	13.965 ± 1.148
Materia Volátil	%	66,3	34,9	64,8	61,7	60,7
SF	mg L ⁻¹	8.135 ± 1.346	8.900 ± 1.010	8.430 ± 1.012	9.025 ± 1.102	9.055 ± 1.145

Tabla 55. Caracterizaciones analíticas de los sustratos, cosustratos y mezcla sustrato-cosustrato, ensayo de lixiviado de vertedero, PBM.

Caracterización de influentes y efluentes.

La caracterización inicial y final del contenido de los PBM, se muestran en la Tabla 56. El pH se mantiene constante tanto al inicio como al final de los en los diferentes ensayos con deshuesado de aceituna en diferentes proporciones en FM, así como el ensayo del Fango Mixto, dentro del rango óptimo (6,5-7,7) para procesos anaeróbicos (İşik and Sponza, 2005).

En términos de eliminación de materia orgánica. El ensayo con 1,4% v/v de lixiviado en FM (44 %) presenta la misma eliminación de DQO, frente al digestor discontinuo con el sustrato de referencia (fango mixto), las otros ensayos con diferentes proporciones de lixiviado en Fango mixto (2,6% v/v de lixiviado en FM y 5 % v/v de lixiviado en FM) tienen una eliminación de DQO por debajo del patrón de referencia, a mayores proporciones de lixiviado en fango mixto disminuye la eliminación de materia orgánica (los consorcios microbianos no son capaces de eliminar ciertas cantidades).

El ensayo de 2,6% v/v de lixiviado en FM (30 %) presenta un 14 % menos de eliminación y, por último el ensayo de y 5 % v/v de lixiviado en FM (21 %) un 23 % menos de eliminación de materia orgánica. Esto es debido a que los consorcios microbianos no presentan una viabilidad a la adición del cosustrato en una codigestión anaerobia.

Todas las muestras de lixiviado con fango mixto presentan una eliminación de VS inferior al patrón de referencia (27 %), por lo que se comprueba que la adición del lixiviado a una codigestión anaerobia perjudica a la biomasa bacteriana. A mayores cantidades de lixiviado, menor eliminación de SV, la muestra, 1,4 % v/v de lixiviado en FM presenta una eliminación de SV del 25 %, la muestra de 2,6 % v/v de lixiviado en FM un 17 y, por último el ensayo de 5 % v/v de lixiviado en FM un 10 % en eliminación de SV, siendo un descenso muy pronunciado.

Los AGV iniciales son mayores en la mezcla de sustrato y cosustrato. La eliminación de AGV en las muestras de lixiviado con fango mixto son inferiores, a medida que se aumenta la cantidad de lixiviado en Fango mixto en los ensayos, 2,6 % v/v de lixiviado en FM y 5 % v/v de lixiviado en FM, presenta una eliminación menor en AGV, debido a la baja producción de biogás que muestran. La presencia de altos niveles de AGV, nos indica que la adición del lixiviado en una codigestión anaerobia no es factible, perjudicando a los consorcios microbianos.

La alcalinidad aumenta muy poco al final de los ensayos y no muestra concentraciones cercanas al óptimo (Gerardi, 2003), salvo en el del patrón de referencia. Esto indica la falta de una buena capacidad tampón de las soluciones hacia eventuales cambios en el pH. El tampón protege contra una posible acidificación de los reactores dando un pH del mismo orden que el óptimo para microorganismos metanogénicos (Fannin, 1987).

La relación AGV/Alcalinidad puede utilizarse como un indicador de la estabilidad del proceso. Cuando esta relación es inferior a 0,4-0,5 (equivalentes de ácido acético / equivalentes de CaCO_3) (Borja et al., 2004), se considera que el proceso está funcionando favorablemente sin riesgo de acidificación. El valor de la relación en el estudio realizado para las muestras con lixiviado con fango mixto son mayores al fango mixto, aunque están dentro del rango óptimo a medida que se incrementa la proporción de lixiviado en fango mixto, la relación AGV/ alcalinidad aumenta.

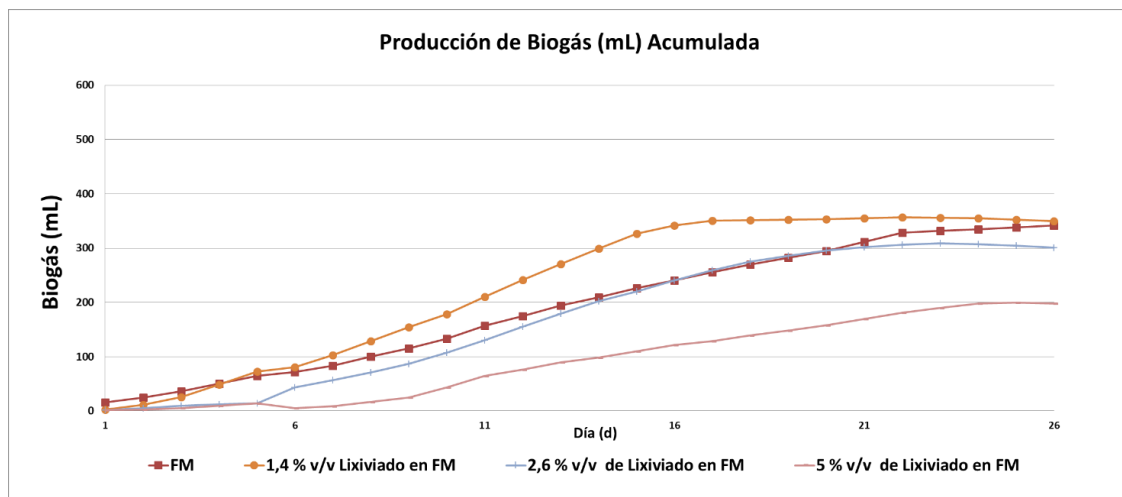
		(Sustrato (FM, Fargo Mixto) + Cosustrato (Lixiviado))+ Inóculo (I)			
Parámetros		FM + I	(1,4 % v/v Lixiviado en FM) + I	(2,6 % v/v de Lixiviado en FM) + I	(5 % v/v de Lixiviado en FM) + I
DQO (mg L ⁻¹)	Entrada	22.800 ± 1.905	22.570 ± 2.130	21.380 ± 2.120	19.880 ± 2.410
	Salida	12.671 ± 1.808	12.697 ± 1.355	14.891 ± 1.230	15.592 ± 1.654
	Eliminación (%)	44	44	30	21
ST (mg L ⁻¹)	Entrada	23.495 ± 1.456	23.355 ± 2.210	22.095 ± 2.120	20.390 ± 2.210
	Salida	17.156 ± 2.000	17.561 ± 1.985	18.315 ± 1.985	18.255 ± 2.006
	Eliminación (%)	27	25	17	10
SV (mg L ⁻¹)	Entrada	12.860 ± 1.097	12.195 ± 1.320	11.460 ± 1.750	10.290 ± 1.320
	Salida	8.473 ± 1.320	8.680 ± 1.150	9.173 ± 1.230	8.960 ± 1.230
	Eliminación (%)	34	29	20	13
pH	Entrada	7,5 ± 0,9	7,7 ± 0,6	7,6 ± 0,8	7,7 ± 0,8
	Salida	7,6 ± 0,8	7,3 ± 0,8	7,2 ± 0,7	7,4 ± 0,7
Conductividad (mS cm ⁻¹)	Entrada	12,1 ± 1,1	12,3 ± 1,3	12,0 ± 1,5	12,2 ± 1,8
	Salida	11,2 ± 0,8	12,3 ± 1,4	12,0 ± 1,4	12,9 ± 1,4
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Entrada	5.777 ± 101	6.534 ± 220	6.761 ± 180	5.908 ± 197
	Salida	7.540 ± 99	6.781 ± 250	6.866 ± 135	6.979 ± 146
AGV (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Entrada	615 ± 98	789 ± 85	776 ± 95	682 ± 85
	Salida	376 ± 28	402 ± 35	460 ± 37	550 ± 78
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,11	0,12	0,11	0,12
	Salida	0,05	0,06	0,07	0,08

Tabla 56. Caracterización analítica de inicio y salida de los ensayos PBM, Lixiviado de vertedero.

Producción de biogás

La Gráfica 65 muestra la producción acumulada de biogás durante el ensayo de diferentes proporciones de lixiviado en FM, en comparación con la producción acumulada de biogás durante la digestión anaeróbica del sustrato de referencia (FM). Al principio, los ensayos del patrón de referencia y 1,4% v/v de lixiviado en FM compartieron un gradiente similar los primeros días de ensayo debido a la fase de latencia, mientras que los consorcios microbianos se adaptaron a las diferentes muestras (Nielfa et al., 2015). Los ensayos 2,6 % v/v de lixiviado en FM y 5 % v/v ppm de lixiviado en FM presentan una fase de latencia más notoria, con una producción de biogás menor. Desde el día 5 los volúmenes de biogás comenzaron a diferir de muestra a muestra. La muestra 1,4 % v/v de lixiviado en FM alcanzó su producción máxima de biogás en el día 17 con un total de 325 mL. La muestra 2,6 % v/v de lixiviado en FM y

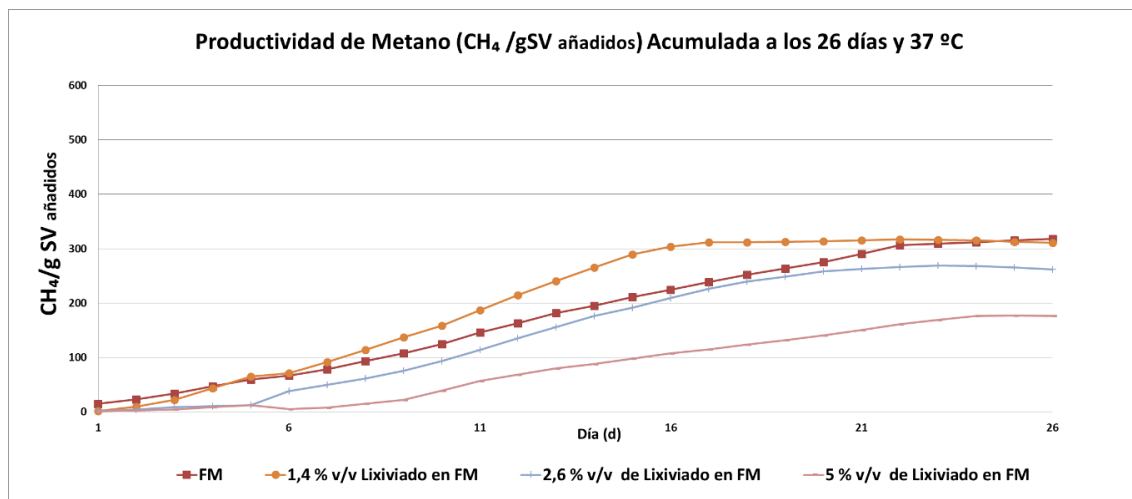
5 % v/v de lixiviado en FM (que contenían más cantidad de cosustrato) presentan una disminución notoria en la producción de biogás, (mostrando una pendiente descendente en los últimos días de ensayo, la producción en el día 26 es 276 mL y 189 mL, respectivamente. A partir de la Gráfica 65 se puede observar que, a medida que se incrementa la proporción de lixiviado en fango mixto inhibe la producción de biogás, afectando de manera significativa a los consorcios microbianos.



Gráfica 65. Producción de biogás acumulado, ensayo Lixiviado de vertedero, PMP.

Productividad de metano

Como se puede ver en la Gráfica 66, hasta el día 5, las muestras con lixiviado presentan una fase de latencia, la cual es más notoria en las muestras 2,6 % v/v de lixiviado en FM y 5 % v/v ppm de lixiviado en FM. La muestra 1,4 % v/v de lixiviado en FM registró una productividad de metano de $311 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$, un poco inferior al fango mixto de $318 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$. La muestra 2,6 % v/v de lixiviado en FM y 2,6 % v/v de lixiviado en FM presentan los menores rendimientos en la productividad de metano, ambas tienen una productividad similar hasta el día 5, a partir de cual se diferencian debido a la diferencia en la proporción de lixiviado en fango mixto. Ambas muestras tienen una productividad de metano de $262 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$ y $176 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$ respectivamente, siendo este último el menos productivo de todos los ensayos, presentando una productividad cerca de la mitad del fango mixto (patrón de referencia). Después del período de estudio de 26 días, las muestras con diferentes proporciones de lixiviado en fango mixto presentan una pendiente descendente. Esto es debido a la inhibición del lixiviado.



Gráfica 66. Productividad de metano acumulada, ensayo Lixiviado de vertedero, PBM.

Conclusiones previas

Para cantidades mayores al 1,4 % v/v de lixiviado en FM el lixiviado **inhibe** la producción de biogás y productividad de metano, y disminuye drásticamente el porcentaje de metano en el biogás, afectando así a la viabilidad del proceso.

Para cantidades mayores de esta proporción (1,4%) el ensayo es positivo, por lo que puede realizarse el ensayo en planta piloto.

Habría que estudiar la viabilidad en las segundas fases de ensayo de PMB porque en los últimos días se ve un decrecimiento en la producción de biogás, pero en principio se da positivo, de acuerdo al protocolo establecido.

Al final del trabajo se verá que este resultado, seguido de un piloto negativo obligará a plantear una segunda y tercera fase de ensayos BMP (Benito Mora, 2017) en situaciones como esta, haciendo así un protocolo mucho más potente que el existente antes del presente trabajo.

4.3.3.2. Ensayo en planta piloto de 56 L, PP2

Adaptación de la biomasa del digestor a la alimentación de fangos mixtos con lixiviados.

La alimentación fue realizada con un volumen de 1600 mL/día con una DQO media de 26033 mg/L de fango mixto y 23 ml/día de lixiviado con 37402 mg/L . La DQO de la mezcla de alimentación media es de 39301 mg/L por lo que la DQO de la mezcla introducida al digestor es de 44627 mg/L.

	FM	Lixiviado
DQO total (mg/l)	26033	37402
DQO soluble (mg/l)	4522	35582
ST (mg/l)	25819	23196
%MS	2,58	2,32
SV (mg/l)	16387	14102
% MV	0,67	60,8
SF (mg/l)	9432	9094
pH	5,660	7,84
Cond. (mS/cm)	2,93	47,50

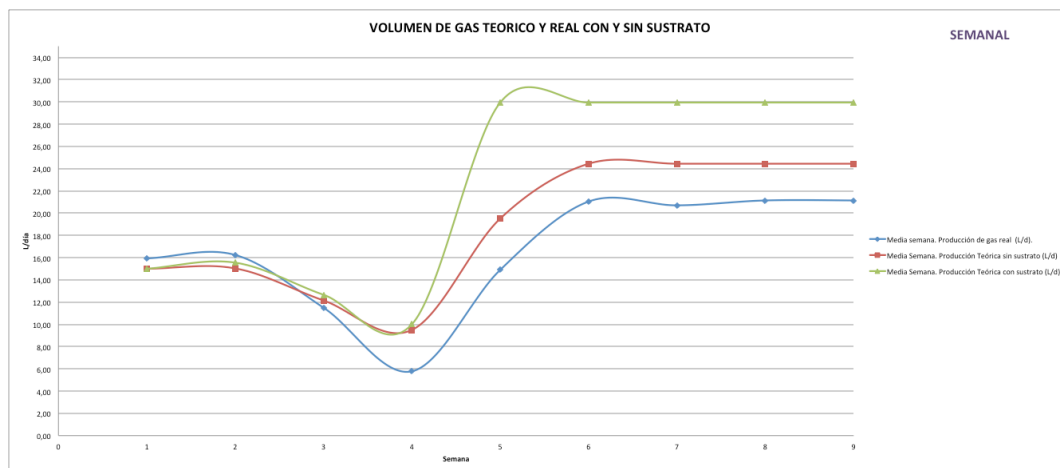
Tabla 57. Caracterización de sustrato y cosustrato.

Una vez analizados los fangos mixtos y el lixiviado se va adaptando la biomasa del digestor a la nueva alimentación a partir del día 7 de alimentación con fangos mixtos e inóculo de fango digerido, Se introduce un 1.4 % de lixiviado en fangos mixtos, proporción óptima obtenida en el ensayo PBM previo. Es muy pequeña cantidad, pero con valores mayores el ensayo PBM dio resultados negativos.

En la Tabla 58 y Gráfica 67 se puede observar el aumento de producción en biogás debido a la adición del lixiviado al fango mixto, con valores prácticamente similares teóricos y reales, tal como preveía el ensayo PBM que relacionamos anteriormente.

Semana	Media Semana. Producción Teórica sin sustrato (L/d)	Media Semana. Producción Teórica con sustrato (L/d)	Media semana. Producción de gas real (L/d).	Vgas extra (L/d)
1	15,03	15,03	15,93	0,90
2	15,03	15,55	16,24	1,21
3	12,15	12,66	11,50	-0,65
4	9,50	10,01	5,78	-3,72
5	19,51	29,94	14,90	-4,61
6	24,44	29,94	21,04	-3,40
7	24,44	29,94	20,70	-3,74
8	24,44	29,94	21,14	-3,30
9	24,44	29,94	21,14	-3,30

Tabla 58. Volumen de gas teórico y real con y sin cosustrato.

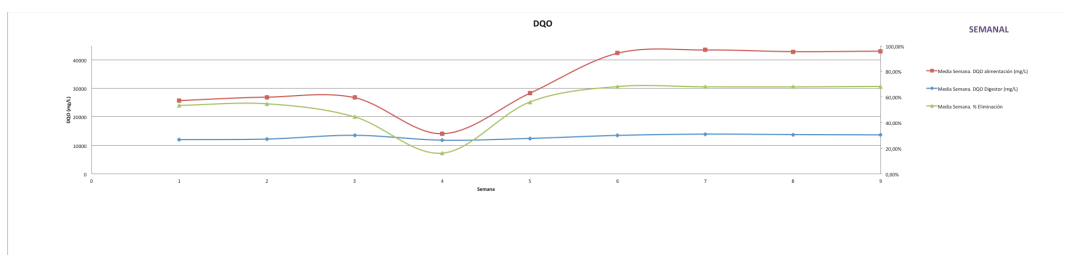


Gráfica 67. Volumen de gas teórico y real con y sin cosustrato. Azul gas real, rojo gas teórico sin cosustrato, verde gas teórico con cosustrato.

En la Tabla 59 y Gráfica 68 pueden verse los rendimientos en eliminación de DQO, que son coherentes con los datos anteriores de producción de biogás.

Semana	Media Semana. DQO Digestor (mg/L)	Media Semana. DQO alimentación (mg/L)	Media Semana. % Eliminación
1	11996	25792	53,48%
2	12212	26950	54,68%
3	13529	26778	44,47%
4	11816	14087	16,12%
5	12433	28332	56,12%
6	13498	42401	68,16%
7	13950	43538	67,96%
8	13782	42953	67,91%
9	13680	43126	68,27%

Tabla 59. DQO de alimentación, salida (digestor) y % de eliminación.

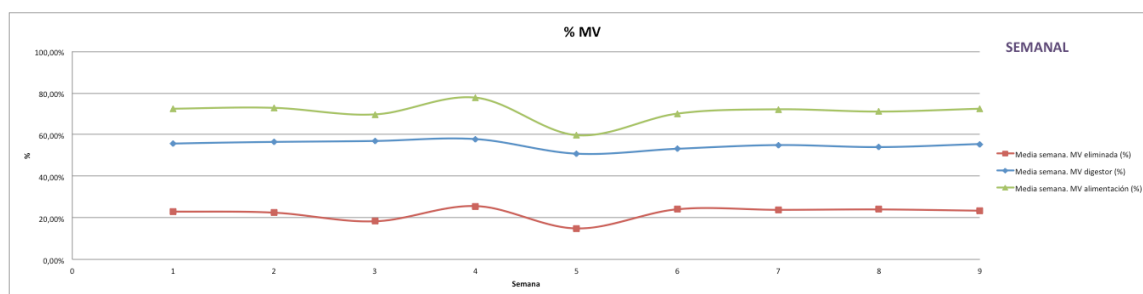


Gráfica 68. DQO de alimentación, salida (digestor) y % de eliminación.

En la Tabla 60 y Gráfica 69, se ven los resultados respecto a materia volátil (relacionado con sólidos volátiles) que están de acuerdo con los datos anteriores de producción de biogás y eliminación de DQO.

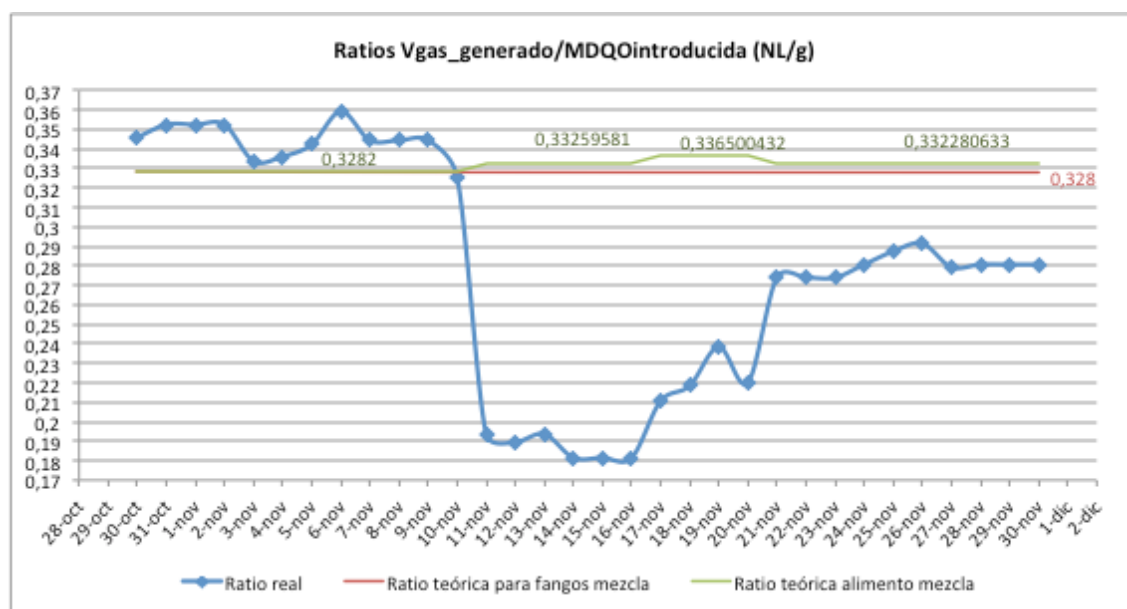
Semana	Media semana. MV digestor (%)	Media semana. MV eliminada (%)	Media semana. MV alimentación (%)
1	55,85%	23,06%	72,59%
2	56,49%	22,47%	72,87%
3	56,95%	18,32%	69,73%
4	57,85%	25,63%	77,79%
5	50,84%	14,89%	59,74%
6	53,20%	24,10%	70,10%
7	54,98%	23,83%	72,18%
8	54,01%	24,02%	71,09%
9	55,48%	23,42%	72,45%

Tabla 60. % de Materia Volátil semanal



Gráfica 69. % de Materia Volátil semanal

En la Gráfica 70 , producción de biogás frente a DQO introducida puede verse como pasados los primeros doce días, el proceso se viene abajo y se recupera parcialmente, pero sin alcanzar valores cercanos a la producción teórica que debería alcanzar.



Gráfica 70. Producción de biogás frente a DQO introducida

Aquí aparece un efecto importante para el ensayo de cosustratos en codigestión anaerobia, el lixiviado en esta pequeña cantidad añadida a los fangos mixtos tienen un ensayo de viabilidad previa, PBM, positivo, pero al hacer el ensayo piloto se ven resultados de productividad por unidad de DQO introducida que no lo hacen viable a la escala real posterior.

Resultado negativo de lixiviados para Codigestión con fangos mixtos de la EDAR para su introducción en el digestor.

Es muy importante esta consideración, ya que esto se ha visualizado solo después del ensayo piloto, por lo que:

SE EXIGE la realización inexcusable del ensayo piloto posterior al PBM con resultado positivo para verificar la viabilidad de procesos (rendimientos mínimos en producción de biogás), además de la viabilidad ya verificada de la biomasa a la nueva alimentación ensayada.

4.3.4. Deshuesado de aceituna

4.3.4.1. Ensayo de viabilidad PBM

Con el fin de determinar la viabilidad de los residuos en una codigestión anaerobia y estudiar la producción de biogás y/o metano y, la productividad de metano. Se ha estudiado la complementariedad de los cosustratos con el lodo de depuradora.

Inóculo

Para realizar el ensayo PBM, se utilizó como fuente de biomasa metanogénica activa fango digerido extraído de los digestores de la EDAR Copero, que trata las aguas residuales urbanas de la comarca sur de Sevilla. Su composición se muestra en la Tabla 61.

Parámetros	Unidades	Inóculo
DQO	mg L ⁻¹	22.961 ± 1.125
ST	mg L ⁻¹	18.535 ± 1.145
Materia Seca	%	1,8
SV	mg L ⁻¹	12.110 ± 1.215
Materia Volátil	%	65,3
SF	mg L ⁻¹	6.425 ± 1.123
pH		7,7 ± 0,9
Conductividad	mS cm ⁻¹	11,4 ± 1,3
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	6.357 ± 1.213
AGV	mg CaCO ₃ L ⁻¹	279 ± 56
Relación AGV/Alcalinidad		0,04

Tabla 61. Caracterización analítica del inóculo.

Sustrato y Cosustratos

Con el fin de determinar las características de las mezclas sustrato-cosustratos empleada, se muestran los resultados de las analíticas de laboratorio. Con respecto a las analíticas, se ha seguido la metodología descrita en el capítulo 3.3. Como se recoge en dicha tabla, las mezclas de sustratos-cosustratos poseen cierta variabilidad entre los resultados analíticos obtenidos para cada uno de ellos debido a las diferentes cantidades de cosustrato que se le ha proporcionado.

Parámetros	Unidades	Fango Mixto	Deshuesado de Aceituna	2 ppm de Deshuesado de aceituna en FM	10 ppm de Deshuesado de aceituna en FM	26 ppm de Deshuesado de aceituna en FM
DQO	mg L ⁻¹	32.342 ± 1.280	498.000 ± 4.030	33.604 ± 1.450	36.126 ± 1.353	37.050 ± 1.405
ST	mg L ⁻¹	24.105 ± 1.540	319.000 ± 3.450	25.575 ± 1.556	27.475 ± 1.377	30.250 ± 1.423
Materia Seca	%	2,4	31,9	2,6	2,7	3,0
SV	mg L ⁻¹	15.970 ± 1.235	294.000 ± 3.560	18.235 ± 1.555	19.615 ± 1.408	21.645 ± 1.484
Materia Volátil	%	66,3	92,2	71,3	71,4	71,6
SF	mg L ⁻¹	8.135 ± 1.346	24.999 ± 2.470	8.340 ± 1.485	7.860 ± 1.429	8.905 ± 1.506

Tabla 62. Caracterizaciones analíticas de los sustratos, cosustratos y mezcla sustrato-cosustrato, ensayo de deshuesado de aceituna, PBM.

Caracterización de influentes y efluentes.

La caracterización inicial y final del contenido de los PBM, se muestran en la Tabla 63. El pH se mantiene constante tanto al inicio como al final de los en los diferentes ensayos con deshuesado de aceituna en diferentes proporciones en FM, así como el ensayo del Fango Mixto, dentro del rango óptimo (6.5-7.5) para procesos anaeróbicos (Işık and Sponza, 2005).

Los digestores discontinuos con el cosustrato (deshuesado de aceituna) presentan una mayor eliminación de DQO, frente a los digestores discontinuos con el sustrato de referencia (fango mixto). El ensayo con 2 ppm de Deshuesado de aceituna en FM (48 %) presenta un 4 % más de eliminación, con respecto a la eliminación de materia orgánica del fango mixto. El ensayo de 10 ppm de Deshuesado de aceituna en FM (51 %) un 7 % más de eliminación y, por último el ensayo de 26 ppm de Deshuesado de aceituna en FM (54 %) un 10 % más, a pesar de presentar una cantidad mayor de materia orgánica al inicio de los ensayos, los consorcios microbianos son capaces de eliminar más materia orgánica. Esto es debido a que los consorcios microbianos presentan una viabilidad a la adición del cosustrato en una codigestión anaerobia. La eliminación de VS fue similar en las muestras, 2 ppm de Deshuesado de aceituna en FM y 10 ppm de Deshuesado de aceituna en FM, aproximadamente el 30% en ambos. Sin embargo, la muestra 26 ppm de Deshuesado de aceituna en FM experimentó un aumento en la tasa de eliminación de SV 33 %. Todas las muestras presentan una eliminación superior al sustrato de referencia (27 %).

Los AGV iniciales son mayores en la mezcla de sustrato y cosustrato. El porcentaje de disminución del AGV en las muestras de deshuesado de aceituna con fango mixto son superiores debido a una alta producción de biogás en comparación al fango mixto. La alcalinidad aumenta en ambos casos al final del ensayo y muestra concentraciones cercanas al óptimo (Gerardi, 2003), lo que indica una gran capacidad tampón de las soluciones hacia eventuales cambios en el pH. El tampón protege contra una posible acidificación de los reactores dando un pH del mismo orden que el óptimo para microorganismos metanogénicos (Fannin, 1987).

La relación AGV/Alcalinidad puede utilizarse como un indicador de la estabilidad del proceso. Cuando esta relación es inferior a 0,4-0,5 (equivalentes de ácido acético / equivalentes de CaCO_3) (Borja et al., 2004), se considera que el proceso está funcionando favorablemente sin riesgo de acidificación. El valor de la relación en el estudio realizado para las muestras con deshuesado de aceituna con fango mixto son similares al fango mixto, que son claramente inferiores al valor límite.

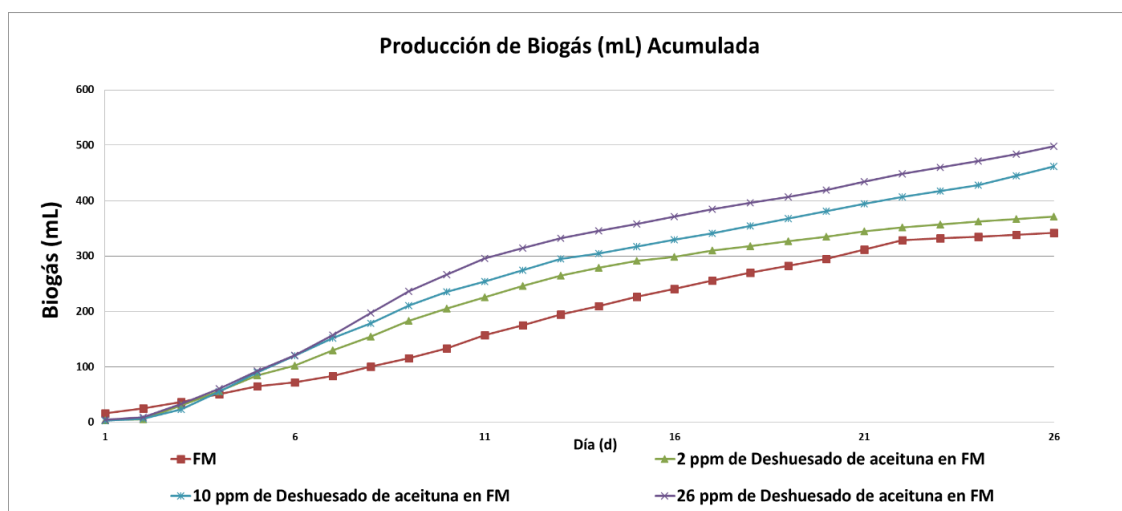
		(Sustrato (FM, Fargo Mixto) + Cosustrato (Deshuesado aceituna))+ Inóculo (I)			
Parámetros		FM + I	(2 ppm de Deshuesado de aceituna en FM) + I	(10 ppm de Deshuesado de aceituna en FM) + I	(26 ppm de Deshuesado de aceituna en FM) + I
DQO (mg L⁻¹)	Entrada	22.800 ± 1.905	23.085 ± 2.151	23.370 ± 2.230	23.400 ± 2.004
	Salida	12.671 ± 1.808	11.955 ± 1.095	11.528 ± 1.180	10.824 ± 1.079
	Eliminación (%)	44	48	51	54
ST (mg L⁻¹)	Entrada	23.495 ± 1.456	23.840 ± 2.260	25.335 ± 2.030	26.440 ± 2.010
	Salida	17.156 ± 2.000	16.791 ± 2.010	17.416 ± 2.105	17.950 ± 2.106
	Eliminación (%)	27	30	31	33
SV (mg L⁻¹)	Entrada	12.860 ± 1.097	13.835 ± 1.095	14.735 ± 1.087	15.505 ± 1.375
	Salida	8.473 ± 1.320	9.001 ± 1.028	9.240 ± 1.130	9.305 ± 1.435
	Eliminación (%)	34	35	37	40
pH	Entrada	7,5 ± 0,9	7,6 ± 0,7	7,7 ± 0,8	7,7 ± 0,9
	Salida	7,6 ± 0,8	7,8 ± 0,9	7,8 ± 0,8	7,8 ± 0,8
Conductividad (mS cm⁻¹)	Entrada	12,1 ± 1,1	12,1 ± 1,2	12,2 ± 1,1	12,8 ± 0,8
	Salida	11,2 ± 0,8	12,2 ± 1,0	12,5 ± 1,3	12,1 ± 1,0
Alcalinidad (mg CaCO₃ L⁻¹)	Entrada	5.777 ± 101	6.494 ± 120	5.968 ± 108	4.960 ± 117
	Salida	7.540 ± 99	7.130 ± 112	7.659 ± 128	7.114 ± 116
AGV (mg CaCO₃ L⁻¹)	Entrada	615 ± 98	716 ± 80	668 ± 86	658 ± 50
	Salida	376 ± 28	228 ± 30	331 ± 25	350 ± 26
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,11	0,11	0,13	0,11
	Salida	0,05	0,03	0,04	0,05

Tabla 63. Caracterización analítica de inicio y salida de los ensayos PBM, Deshuesado de aceituna.

Producción de biogás

La Gráfica 71 muestra la producción acumulada de biogás durante el ensayo de diferentes proporciones de deshuesado de aceituna en FM, en comparación con la producción acumulada de biogás durante la digestión anaeróbica del sustrato de referencia (FM). Al principio, todos los ensayos compartieron un gradiente similar los primeros días de ensayo debido a la fase de latencia, mientras que los consorcios microbianos se adaptaron a las diferentes muestras (Nielfa et al., 2015). Desde el día 4 los volúmenes de biogás comenzaron a diferir de muestra a muestra. La muestra 2 ppm de deshuesado de aceituna en FM alcanzó su producción máxima de biogás en el día 26 con un total de 371 mL. La muestra 10 ppm de deshuesado de aceituna en FM y 26 ppm de deshuesado de aceituna en FM (que contenían más cantidad de cosustrato que 2 ppm

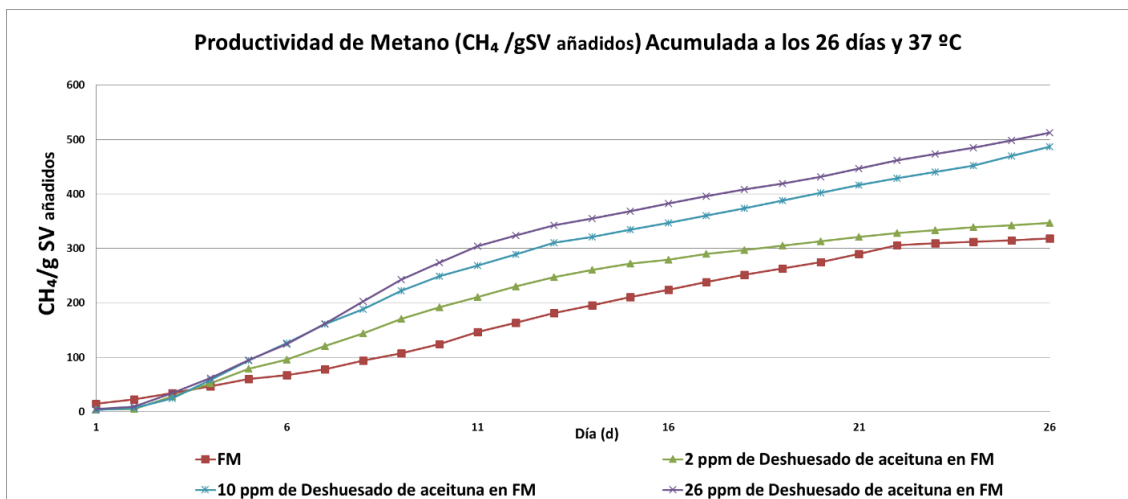
de deshuesado de aceituna en FM) no presentan una estabilidad en la producción de biogás, (mostrando una pendiente ascendente en todo momento) la producción en el día 26 es 462 mL y 498 mL, respectivamente. La muestra de 26 ppm de deshuesado de aceituna en FM alcanzó la mayor producción de biogás de los tres, con una producción de biogás de 147 mL más que la digestión anaeróbica del Fango mixto (FM) patrón de referencia.



Gráfica 71. Producción de Biogás acumulada, ensayo deshuesado de aceituna, PBM.

Productividad de metano

Como se puede ver en la Gráfica 72, hasta el día 3, las muestras con deshuesado de aceituna presentan una fase de latencia. La muestra 2 ppm de deshuesado de aceituna en FM registró una productividad de metano de $347 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$, superior al fango mixto de $318 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$. La muestra 10 ppm de deshuesado de aceituna en FM y 26 ppm de deshuesado de aceituna en FM presentan los mayores rendimientos en la productividad de metano, ambas tienen una productividad similar hasta el día 11, esto es debido a que la muestra 26 ppm de deshuesado de aceituna en FM tiene mayor cantidad de deshuesado de aceituna. Ambas muestras tienen una productividad de metano de $487 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$ y $513 \text{ mLCH}_4 \text{ gSV}^{-1}_{\text{añadidos}}$ respectivamente, siendo este último el más productivo de todos los ensayos. Después del período de estudio de 26 días, las muestras 10 ppm de deshuesado de aceituna en FM y 26 ppm de deshuesado de aceituna en FM aún no han alcanzado el rendimiento máximo de metano.



Gráfica 72. Productividad de metano acumulada, ensayo de deshuesado de aceituna, PBM

Conclusiones previas.

El deshuesado de **aceituna incrementa notoriamente** la producción de biogás, productividad de metano y el porcentaje de metano en el biogás, no afectando a la viabilidad del proceso.

No se encuentra una cantidad optima de deshuesado de aceituna, no disminuyendo ninguno de los parámetros en la máxima adición de deshuesado de aceituna. Se debería estudiar en digestor piloto a partir de esta cantidad.

4.3.4.2. Ensayo en planta piloto de PP2

Adaptación de la biomasa del digestor a la alimentación de fangos mixtos con deshuesado de aceituna.

Primero se analizan los fangos mixtos y el deshuesado de aceituna que se usan en la experiencia:

Parámetros	Unidades	Fango Mixto	Deshuesado de Aceituna
DQO	mg L ⁻¹	32.342 ± 1.280	498.000 ± 4.030
ST	mg L ⁻¹	24.105 ± 1.540	319.000 ± 3.450
Materia Seca	%	2,4	31,9
SV	mg L ⁻¹	15.970 ± 1.235	294.000 ± 3.560
Materia Volátil	%	66,3	92,2
SF	mg L ⁻¹	8.135 ± 1.346	24.999 ± 2.470

Tabla 64. Caracterización fango mixto y deshuesado de aceituna.

Una vez analizados los fangos mixtos y el deshuesado de aceituna se va adaptando la biomasa del digestor a la nueva alimentación, los cálculos se hacen en peso porque se trata de un residuo sólido.

Para añadir el residuo del deshuesado de aceituna al digestor se hacen ensayos previos de tratabilidad que permitan su paso a un estado lo más líquido posible, a base de agitación en Jar Test se visualiza que la pasta inicial se va haciendo más líquida con baja agitación. Esto indica que se podrá mezclar en la arqueta de entrada del digestor con los fangos mixtos y así con la agitación del mismo se mezclarán bien ambas entradas y podrán ser bien digeridas.

- Desde el día 1 al 5 el digestor se alimenta exclusivamente con fango mixto de la EDAR Copero, (SIN COSUSTRATO).
- Desde el día 6 al día 10 alimentamos con 1600 ml de Fango mixto de la EDAR Copero y 2.8 g de cosustrato de deshuesado de aceituna.
- Desde el día 11 alimentamos con 1600 ml de Fango mixto de la EDAR Copero y 5.6 g de cosustrato de deshuesado de aceituna. A partir del día 65 alimentamos con 1600 ml de fango mixto de la EDAR Copero y 16.8 g de cosustrato de deshuesado de aceituna.

Las cantidades adicionadas se relacionan con el volumen total en m³/día de la EDAR Copero:

Equivalencia en EDAR Copero de cantidad diaria de m³ de deshuesado para un volumen total de digestión en la EDAR Copero de 35520 m³, se ha estudiado en el

digestor de 56 L una cantidad que responda a la cantidad estimada de kg/día de deshuesado que llegaran a la misma para tratarlos en codigestión, 10.656 kg/día.

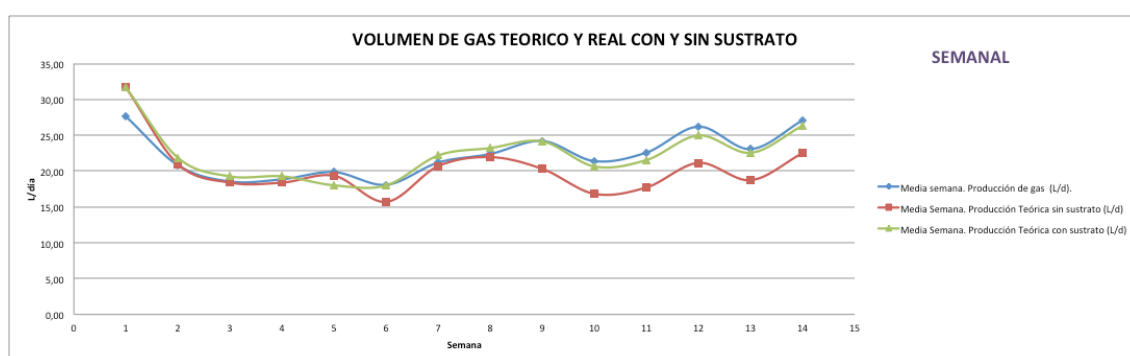
		Digestor	0.056	m³	Digestión EDAR Copero	35520
		(kg/día)			m³ (kg/día)	
Deshuesado aceituna	de	0.0056			3.552	
		0.0168			10.656	

Tabla 65. Equivalencia de digestor piloto con digestores de Copero para el cálculo de la adición de deshuesado

En la Tabla 66 y Gráfica 73 se puede observar el aumento de producción en biogás debido a la adición del deshuesado al fango mixto, con valores prácticamente similares teóricos y reales, tal como preveía el ensayo PBM que relacionamos anteriormente.

VOLUMEN DE GAS DE REAL Y TEORICO CON Y SIN COSUSTRATO				
Semana	Media Semana. Producción Teórica sin sustrato (L/d)	Media Semana. Producción Teórica con sustrato (L/d)	Media semana. Producción de gas (l/d).	Ganancia de biogas debida al cosustrato
1	31,71	31,71	27,70	Solo se alimentó con fango mixto
2	20,98	21,86	20,82	-0,16
3	18,39	19,27	18,55	0,16
4	18,39	19,27	18,86	0,47
5	19,35	18,02	19,86	0,51
6	15,71	18,02	18,10	2,39
7	20,71	22,19	21,20	0,49
8	21,96	23,23	22,40	0,44
9	20,31	24,13	24,20	3,89
10	16,84	20,66	21,40	4,56
11	17,73	21,55	22,60	4,87
12	21,15	24,97	26,20	5,05
13	18,75	22,57	23,08	4,33
14	22,54	26,36	27,10	4,56

Tabla 66. Volumen de gas generado real y teórico con y sin cosustrato.



Gráfica 73. Volumen de gas generado real y teórico con y sin cosustrato.

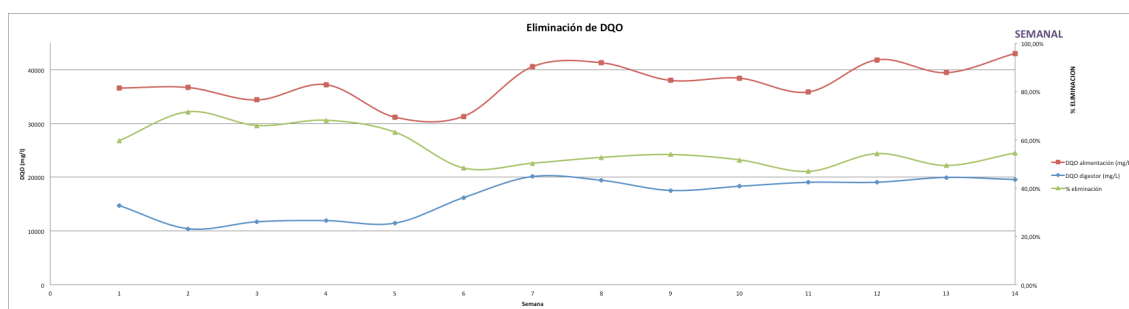
PRODUCCION DE GAS REAL Y TEÓRICA		Unidades
Media sin sustrato		
Producción Real	27,70	L/d
Producción Teórica	31,71	L/d
Media con sustrato		
Producción Real	21,70	L/d
Producción Teórica	21,76	L/d

Tabla 67. Producción de gas medio real y teórico del periodo de estudio de 14 semanas.

En la Tabla 68 y Gráfica 74, pueden verse los rendimientos en eliminación de DQO, que son coherentes con los datos anteriores de producción de biogás.

Semana	DQO digestor (mg/L)	DQO alimentación (mg/L)	% eliminación
1	14779	36605	59,63%
2	10430	36703	71,52%
3	11721	34393	65,87%
4	11939	37243	68,03%
5	11466	31205	63,15%
6	16223	31352	48,28%
7	20134	40601	50,27%
8	19435	41306	52,67%
9	17556	38032	53,87%
10	18326	38444	51,65%
11	19061	35872	46,89%
12	19077	41860	54,23%
13	19973	39470	49,34%
14	19576	43048	54,48%

Tabla 68. DQO de alimentación, salida (digestor) y % de eliminación.



Gráfica 74. DQO de alimentación, salida y % de eliminación

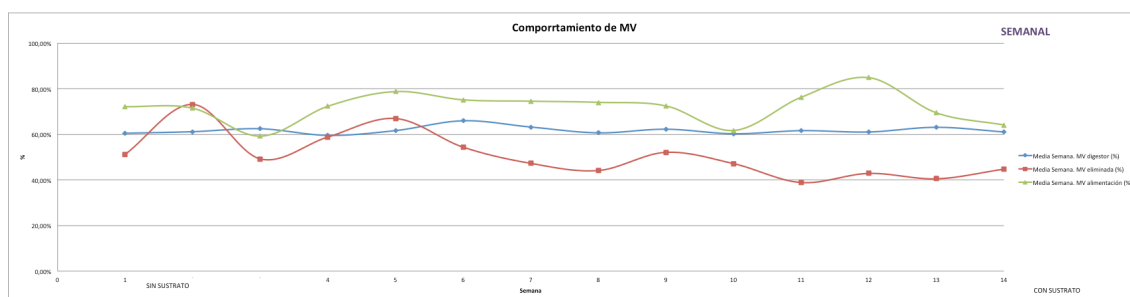
Eliminación en DQO		
Media sin sustrato		
DQO Digestor	14.704	mg/L
DQO Alimentación	36.605	mg/L
DQO Eliminada	59,51%	
Media con sustrato		
DQO Digestor	15.978	mg/L
DQO Alimentación	37.361	mg/L
DQO Eliminada	55,48%	

Tabla 69. DQO media durante el proceso de estudio en 14 semanas.

En la Tabla 70 y Gráfica 75 se ven los resultados respecto a materia volátil (relacionado con sólidos volátiles) que están de acuerdo con los datos anteriores de producción de biogás y eliminación de DQO.

Semana	Media Semana. MV digestor (%)	Media Semana. MV eliminada (%)	Media Semana. MV alimentación (%)
1	60,45%	51,24%	72,19%
2	61,16%	73,14%	71,44%
3	62,44%	49,21%	59,21%
4	59,54%	58,81%	72,32%
5	61,64%	66,94%	78,76%
6	65,94%	54,38%	75,15%
7	63,20%	47,26%	74,55%
8	60,65%	44,12%	74,04%
9	62,25%	52,09%	72,47%
10	60,26%	47,15%	61,69%
11	61,61%	38,86%	76,24%
12	61,03%	42,83%	84,88%
13	63,09%	40,49%	69,47%
14	61,06%	44,71%	64,10%

Tabla 70. % de Materia Volátil semanal



Gráfica 75. Comportamiento de % de Materia Volátil.

%MV	
Media sin sustrato	
% MV Digestor	60,40%
% MV Eliminada	49,76%
Media con sustrato	
% MV Digestor	61,70%
% MV Eliminada	49,69%

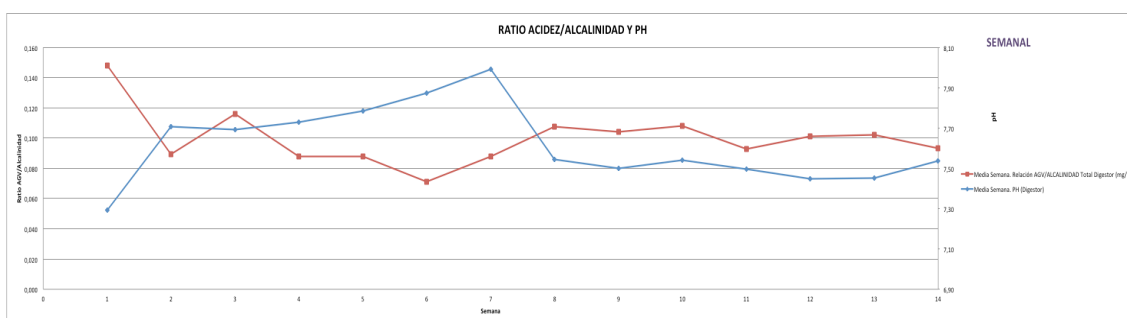
Tabla 71. % MV media durante el proceso de estudio en 14 semanas.

Relación AGV/Alcalinidad y pH.

En Tabla 72 y Gráfica 76 puede verse como cambia la relación en los digestores con y sin adición de deshuesado de aceituna, en los dos casos están dentro de parámetros normales, por debajo de 0,5. El pH se eleva un poco por encima del optimo, pero entra en zona normal, en el caso de codigestión de fangos mixtos con deshuesado de aceituna. La codigestión de estos residuos es bien estable en base a estos datos experimentales.

Semana	Media Semana. Relación AGV/ALCALINIDAD Total Digestor (mg/L)	Media Semana. PH (Digestor)
1	0,15	7,292
2	0,09	7,708
3	0,12	7,692
4	0,09	7,728
5	0,09	7,784
6	0,07	7,874
7	0,09	7,992
8	0,11	7,544
9	0,10	7,500
10	0,11	7,539
11	0,09	7,494
12	0,10	7,448
13	0,10	7,451
14	0,09	7,535

Tabla 72. Ratio acidez/alcalinidad y pH semanal.



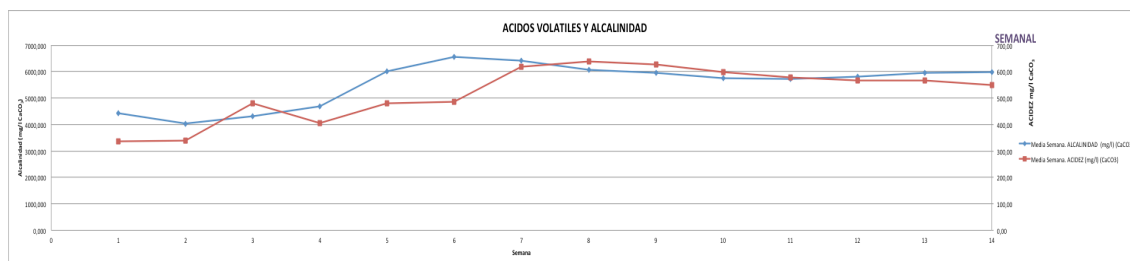
Gráfica 76. Ratio acidez/alcalinidad y pH semanal.

RELACION ACIDEZ/ALCALINIDAD y Ph	
Media sin sustrato	
AGV/ALICALINIDAD	0,15
PH	7,29
Media con sustrato	
AGV/ALICALINIDAD	0,09
PH	7,63

Tabla 73. Ratio acidez/alcalinidad y pH medios durante el proceso de estudio en 14 semanas.

Semana	Media Semana. ALCALINIDAD (mg/l) (CaCO ₃)	Media Semana. ACIDEZ (mg/l) (CaCO ₃)
1	4439,25	336,36
2	4037,38	339,27
3	4318,79	480,61
4	4690,11	405,33
5	6009,20	479,43
6	6567,82	485,09
7	6421,64	618,38
8	6080,67	638,05
9	5966,54	625,82
10	5765,03	599,44
11	5714,02	578,96
12	5800,51	566,45
13	5954,69	567,52
14	5992,15	549,96

Tabla 74. Alcalinidad y acidez semanal



Gráfica 77. Alcalinidad y acidez semanal

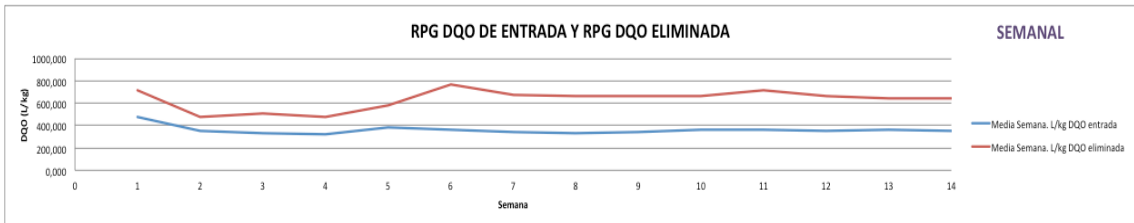
ACIDOS VOLATILES y ALCALINIDAD		
Media sin sustrato		
AGV	335,53	mg/L
ALCALINIDAD	4.427,18	mg/L
Media con sustrato		
ALCALINIDAD	5.564,14	mg/L
AGV	520,30	mg/L

Tabla 75. Acidez y alcalinidad medios durante el proceso de estudio en 14 semanas.

En la Tabla 76 y Gráfica 78, puede verse el rendimiento de producción en biogás (RPG) por kg de DQO eliminada y DQO de entrada.

RPG DQO DE ENTRADA Y RPG DQO ELIMINADA		
Semana	Media Semana. L/kg DQO entrada	Media Semana. L/kg DQO eliminada
1	472,95	720,22
2	348,35	476,09
3	333,72	513,12
4	322,20	480,67
5	386,76	583,92
6	362,11	763,53
7	347,34	679,05
8	331,59	663,61
9	339,18	660,35
10	361,88	660,48
11	363,39	712,30
12	349,39	662,07
13	360,13	647,71
14	352,24	643,24

Tabla 76. RPG de DQO de entrada y salida semanal.



Gráfica 78. RPG de DQO de entrada y salida semanal.

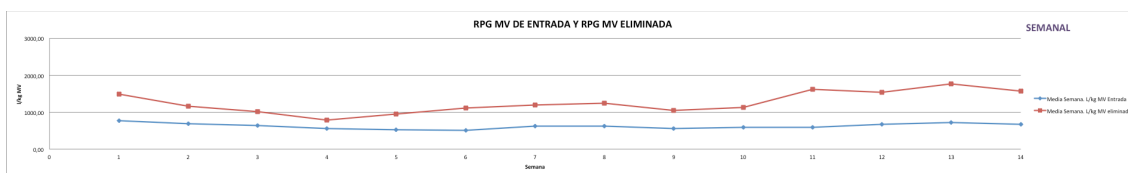
RPG DQO DE ENTRADA (L/Kg DQO ENTRADA) y RPG DQO ELIMINADA (L/Kg DQO ELIMINADA)		
Media sin sustrato	Unidades	
DQO ELIMINADA	708,83	(L/kg)
DQO ENTRADA	472,90	(L/kg)
Media con sustrato		
DQO ELIMINADA	348,81	(L/kg)
DQO ENTRADA	615,14	(L/kg)

Tabla 77. RPG de DQO media durante el proceso de estudio en 14 semanas.

En la Tabla 78 y Gráfica 79 puede verse el rendimiento en biogás por kg de MV eliminada y MV de entrada.

RPG MV DE ENTRADA Y RPG MV ELIMINADA		
Semana	Media Semana. L/kg MV Entrada	Media Semana. L/kg MV eliminada
1	770,94	1488,86
2	686,47	1166,77
3	639,29	1009,29
4	556,21	785,83
5	519,97	948,37
6	503,59	1109,75
7	625,71	1187,99
8	626,51	1242,81
9	552,90	1054,18
10	585,30	1122,38
11	596,06	1616,58
12	667,98	1531,66
13	725,56	1760,87
14	666,29	1563,95

Tabla 78. RPG de MV de entrada y salida semanal.



Gráfica 79. RPG de MV de entrada y salida semanal.

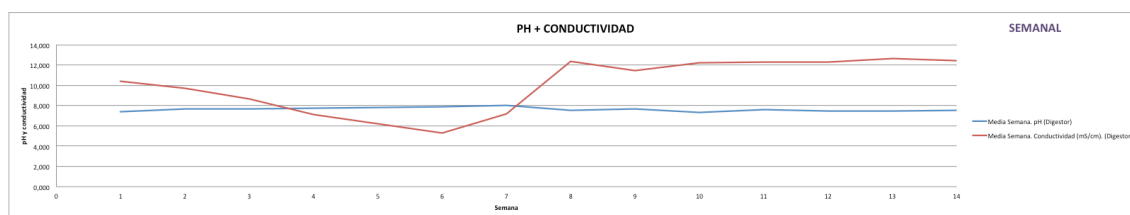
RPG MV DE ENTRADA (MV ENTRADA (L/kg)) y RPG MV ELIMINADA (MV ELIMINADA (L/kg))

Media sin sustrato		Unidades
MV ELIMINADA	1.488,86	(L/kg)
MV ENTRADA	770,94	(L/kg)
Media con sustrato		
MV ELIMINADA	1.175,66	(L/kg)
MV ENTRADA	603,25	(L/kg)

Tabla 79. RPG de MV media durante el proceso de estudio en 14 semanas.

Semana	Media Semana. pH (Digestor)	Media Semana. Conductividad (mS/cm). (Digestor)
1	7,364	10,42
2	7,708	9,71
3	7,692	8,65
4	7,728	7,08
5	7,784	6,17
6	7,874	5,29
7	7,992	7,22
8	7,544	12,34
9	7,676	11,47
10	7,325	12,25
11	7,603	12,26
12	7,468	12,26
13	7,451	12,63
14	7,535	12,43

Tabla 80. Comportamiento del pH y la conductividad.



Gráfica 80. Comportamiento del pH y la conductividad.

Una vez realizado el ensayo PBM de viabilidad positivo, se ha pasado al ensayo en digestor continuo de 56 L con los resultados que se han descrito, que verifican esa viabilidad previa y dan los datos de producción y productividad de biogás, con la eliminación de DQO, que permiten pasar a trabajar en escala real con estos residuos de deshuesado de aceituna.

En este caso queda claro que sin ensayo de viabilidad previa, PBM, podía haberse pasado a trabajar en la EDAR, pero como se vio en el trabajo de los lixiviados de residuos sólidos urbanos, estos dieron un resultado negativo, con un trabajo experimental mucho mayor, que podía haberse ahorrado introduciendo previamente el ensayo PBM, de mucho menor coste y trabajo de implementación, como ya se ha dicho.

Por ello, en base a estos resultados, se recomienda al jefe de planta o responsable de la gestión de los digestores, que a pesar de su formación en procesos continuos en su trabajo diario, exija el ensayo previo PBM, para ver la viabilidad del cosustrato que se quiera codigerir con los fangos mixtos, antes de empezar con el ensayo en continuo.

Trabajo en la EDAR a escala real.

Una vez superados positivamente los ensayos PBM y en el digestor en continuo PP2, se pasó a tratar estos residuos del deshuesado de aceituna en el digestor real de la EDAR Copero. Las cantidades tratadas durante los años 2015 al 2017 fueron 4585 t.

Esto significa un éxito real para la gestión de la EDAR y la valorización del trabajo investigador a escala industrial, dando transferencia al sector de tratamiento de aguas de la I+D+I desarrollada en este trabajo.

5 Conclusiones

5. Conclusiones

1. Las conclusiones globales obtenidas en los distintos ensayos realizados, confirman de la hipótesis inicial: Es necesario hacer los ensayos PBM y piloto para poder introducir un nuevo cosustrato en el digestor de la EDAR con confianza.
2. Se ha establecido un protocolo para verificar el diagnostico de cada nuevo cosustrato en codigestión en la EDAR. Se han visto los puntos débiles con un solo ensayo PBM y se ha propuesto la realización de un segundo y tercer periodo de PBM como mejora de protocolo.
3. La codigestión es una herramienta poderosa para conseguir el autoconsumo en la EDAR. La investigación nace en la EDAR Copero, a partir de su necesidad de avanzar en el citado autoconsumo, innovando e investigando en la propia planta, para mejorar ensayos y estrategias, obteniendo resultados científicos, que vuelven a su aplicación en la EDAR original.
4. La codigestión permite la mejora en la gestión de residuos y su consiguiente control, a través de una gestión de residuos autorizada. Su aplicación en nuevos cosustratos puede ser útil también para conseguir una agilización de los trámites administrativos para las instalaciones de codigestión.
5. La codigestión permite la mejora en la gestión de residuos y su consiguiente control, a través de una gestión de residuos autorizada. No obstante, se considera necesario solicitar la agilización los trámites administrativos para las instalaciones de codigestión.

6. Las experiencias de codigestión realizadas con varios sustratos a la vez, nos indican que puede realizarse una codigestión “a la carta” en función de las necesidades y sustratos disponibles.

6 Futuras líneas de investigación

7. Futuras líneas de investigación

Aunque en algún caso exceden claramente de los límites de este trabajo de tesis, creemos que, al igual que se han abierto nuevas posibilidades en la codigestión a escala real en EDAR de fangos activos, merecería la pena profundizar en algunos aspectos que detallamos a continuación, bien por su interés económico, social, medioambiental o de simple aprovechamiento energético.

7.1. Digestores de sacrificio

Un nuevo concepto acuñado recientemente, los digestores de sacrificio (Estévez et al., 2018), digestores anaerobios que sólo tratarán determinados residuos de muy alta carga, ligera toxicidad, baja digestibilidad y poca producción de gas, pero de importante beneficio económico para la EDAR en la gestión de residuos complicados y cuyo tratamiento puede tener gran valor medioambiental para la sociedad.

Se trata de especializar un digestor en la EDAR para tratamientos de choque, donde eliminar residuos muy complicados de forma puntual, ofrezca una herramienta importante desde el punto de vista de emergencias ambientales.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) en esta codigestión será limitado y estará condicionado a la producción de biogás y la estabilidad del digestor. Los digestores de sacrificio deben diseñarse para conseguir un vaciado y posterior llenado muy rápidos, como mucho reducido a uno o dos días. Pudiendo iniciarse una nueva digestión con un nuevo inóculo y con otro sustrato.

7.2. Sustratos de alta carga

Recientemente (2017), se convocó por EMASESA el concurso público para el proyecto “Asistencia Técnica e Investigación sobre residuos líquidos de alta carga orgánica, para codigestión anaerobia con fangos mixtos en las EDAR de EMASESA.

El proyecto pretende estudiar con detenimiento (dos años), aquellos sustratos que por su baja producción de biogás, cierta toxicidad, inhibición o retraso en el desarrollo de la codigestión, quedaron fuera de las pruebas iniciales en las plantas piloto y de la consiguiente aplicación a escala real.

Una vez puesto en marcha el mencionado proyecto (abril, 2018), se está trabajando con sustratos (residuos) descartados tras las primeras pruebas, como los lixiviados de vertederos, o los que inicialmente no se consideraron idóneos como alpechines y purines, u otros que han surgido posteriormente como son los detergentes industriales, o los aceites usados en las propias EDAR.

Los primeros ensayos PBM, nos indican que los sustratos utilizados actúan como inhibidores tóxicos de la codigestión y detienen la producción de biogás, o tienen una escasísima biodegradabilidad (no toxicidad), con la que su sinergia de producción de biogás es nula.

No obstante, ya se ha probado algún nuevo cosustrato, como los lixiviados muy jóvenes (plantas de transferencia de RSU) que presentan unos primeros resultados muy prometedores para someterlos a estudio en planta piloto.

No obstante, el empleo de estos últimos sustratos (no tóxicos) en codigestión puede tener interés económico para la EDAR o medioambiental para la sociedad, al recuperar (última posibilidad en la estrategia de las “4R” Reducir, Reutilizar, Reciclar y Recuperar) e introducir en una cadena de tratamiento residuos que de otra forma deberían desecharse en vertedero o en tratamientos de eliminación.

Aquí se abre una nueva puerta para el tratamiento, tanto de los RNP como de los RP. En cualquier caso, uno de los principios básicos de utilización de este tipo de residuos o sustratos, es que su participación en la codigestión no inhabilite –por su contenido en sustancias prohibidas por la normativa- la aplicación de los lodos resultantes en agricultura. A tal fin, se realizan siempre los ensayos correspondientes, tanto en los residuos iniciales como en el lodo final resultante de los ensayos.

7.3. Estudio económico

El estudio económico se considera de gran utilidad, para comprobar la posible rentabilidad de estas propuestas. Debería tener una metodología adecuada y tener en cuenta los costes reales, incluyendo los de inversión y explotación, para demostrar la posible viabilidad de esta clase de proyectos.

Uno de los puntos débiles que se achaca a la codigestión es su escasa o nula rentabilidad desde el punto de vista económico. Estimamos –por lo observado en las primeras experiencias reales llevadas a cabo en tres EDAR del área metropolitana de Sevilla- que nada más lejos de la realidad.

La producción de energía eléctrica puede incrementarse en algunos casos más de un 25% (la autosuficiencia energética para la EDAR Copero en 2017 fue del 85%), en función del tipo y cantidad de sustratos recibidos.

Además, deberíamos tener en cuenta los ingresos por el tratamiento, los ahorros en polielectrolito para deshidratación del codigestato, la mayor sequedad de los lodos deshidratados, el ahorro en los gastos de gestión de los residuos, etc., todo ello sin considerar los costes medioambientales.

Creemos que merece la pena afrontar este aspecto, y podría hacerse en un futuro muy inmediato, pues ya se dispone de información y datos suficientes para ello.

7.4. Aplicación a pequeñas EDAR

El concepto o tamaño de pequeñas EDAR en España, no está fijado ni definido de forma oficial (Ortega de Miguel et al., 2010). La UE y la IWA (International Water Association) emplean el término de menor de 2.000 h-e para hacer referencia a estas EDAR de pequeñas poblaciones.

Para nuestro caso, consideraremos límite inferior de pequeñas EDAR, a las que se le puede aplicar la codigestión anaerobia de la que hablamos en este trabajo, a aquellas

que están en torno a los 40.000-60.000 h-e (unos 10.000-15.000 m³/d) de capacidad de diseño. Su sistema de tratamiento suele ser el de fangos activos tipo carrusel o similar. No disponen de digestión, pues su aireación prolongada permite una reducción de volátiles aceptable.

Si se instalara un pequeño digestor en este tipo de EDAR (ello implicaría costes que deberíamos amortizar), se podría producir energía eléctrica adicional y dar paso al tratamiento de residuos agroalimentarios que, por su ubicación habitual en zonas rurales, podríamos tener en las cercanías, con el consiguiente beneficio medioambiental.

Además, al disponer de digestión, se podría disminuir la eliminación de volátiles en el tratamiento biológico con la consiguiente reducción en el aporte de aire en dicho tratamiento biológico, ahorrando energía eléctrica y costes de explotación, que contribuirían a la amortización más rápida de los costes de instalación.

Un ejemplo para este tipo de pequeñas EDAR, con un somero estudio de costes y de producción de energía eléctrica por el tratamiento de residuos, se realiza y presenta en el anexo IV. Para una EDAR con tratamiento de biológico tipo Carrusel, de 41.000 h-e de diseño y 9.220 m³/d de capacidad de tratamiento (Estévez, 2012).

7.5. Hidrólisis térmica

En su doble vertiente de aprovechamiento energético e higienización de lodos, para su posterior reutilización.

La construcción de una instalación con esta tecnología, es un proyecto de futuro inmediato futuro para la anualidad 2018-19. La instalación de hidrólisis térmica tendría una capacidad de diseño para 1000 m³/día de fangos a digestión, en la EDAR Copero de Sevilla.

Esta instalación, la primera de su género en Andalucía, sin duda puede abrir nuevas posibilidades tanto a una mayor producción de biogás como a la higienización del fango a digerir. Con ello, aparecen nuevas perspectivas de aplicación agrícola de los lodos digeridos (lodos de depuración), sin ningún reparo sobre su higienización según la normativa actual.

7.6. Difusión del conocimiento

La labor de difusión de las experiencias de codigestión con sustratos de nuestro entorno más inmediato, ha dado lugar a numerosas ponencias, participación en jornadas (Madrid, Sevilla, Valencia, Tarragona, Castellón de la Plana,...) y másteres (Universidad de Sevilla, Universidad de Castilla-La Mancha), publicación de artículos en revistas nacionales e internacionales, capítulos de libros, que se han ido comunicando en los diferentes informes de desarrollo de la tesis.

Existen contactos con la Junta de Andalucía para realizar una campaña de difusión por Andalucía, sobre estas técnicas de codigestión tanto en su tramitación administrativa como en sus aspectos tecnológicos y ventajas.

7.7. Conexión con otros proyectos

En este aspecto, la búsqueda de una mayor producción de biogás mediante digestión anaerobia ha dado lugar a relacionarse con muy variados proyectos que por los sustratos o por las tecnologías empleadas, podían aportar algo al objetivo principal. Ello ha dado lugar a un contacto con otras tecnologías y a un enriquecimiento profesional adicional por el conocimiento de las mismas.

Ya se ha mencionado el proyecto sobre Oxidación Supercrítica de Aguas Residuales (proyecto OSCAR) y la obtención de una patente de invención (2016), el proyecto sobre Valorización Energética de Subproductos del procesado de la Aceituna: Optimización del proceso de biometanización conjunta con lodos de EDAR (2015-2016), con la Universidad de Cádiz. El proyecto sobre digestión anaerobia y tratamiento previo del fango a través de microondas (publicado en 2016, pero desarrollado durante un par de años antes). El proyecto sobre Ozonización de mezclas con residuos de la aceituna de mesa (2014-2016), con la Universidad de Cádiz. El proyecto DATA (Digestión Aerobia Termofílica y Autosostenida) Thermodaat, aplicado como planta piloto, con posibilidades para ser instalado en una EDAR De 40.000 h-e, para digestión de la materia volátil de fangos procedentes de tratamiento biológico.

Incluso ha habido interacción con otros temas que a priori no tenían ninguna conexión con la codigestión, pero que finalmente podrían dar lugar a interacciones de importancia, como es la formación de espumas en los digestores. A este respecto se estudió el control de los microorganismos filamentosos en el fango activo, y su presencia en el fango mixto enviado a digestión, por su relación con la presencia de espumas en los digestores.

Fruto de este estudio durante los años 2012-14, apareció (Estevez et al., 2017) la sección del libro “Activated Sludge Separation Problems: Theory, Control Measures, Practical Experiences”, al que se hace referencia en la bibliografía.

Otro proyecto de inmediato futuro, como ya se ha mencionado con anterioridad, es la construcción (2018-19) de una hidrólisis térmica para 1000 m³/día de fangos a digestión, en la EDAR Copero de Sevilla. Este proyecto puede abrir nuevas posibilidades tanto a una mayor producción de biogás como a la higienización del fango a digerir y su aplicación agrícola, al no tener ya ningún reparo sobre su higienización.

8 Bibliografía

8. Bibliografía

- 2008/98/CE., D., 2008. Lista Europea de Residuos (códigos LER), modificada por la Decisión 2014/955/UE.
- Agencia Andaluza de Energía, 2015. Agencia Andaluza de Energía [WWW Document].
- AINIA, 2013. Energía renovable a partir de los residuos de la industria alimentaria: BIOGÁS. Ministerio Medio Ambiente y medio Rural y Mar.
- Álvarez, J.A., Otero, L., Lema, J.M., 2010. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresour. Technol.* 101, 1153–1158. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.061
- Angelidaki, 1993. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: Focusing on ammonia inhibition. *Biotechnol. Bioeng.* 42, 159–166. doi:10.1002/bit.260420203
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J.B., 2009a. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol.* 59, 927. doi:10.2166/wst.2009.040
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J.B., 2009b. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol.* 59, 927. doi:10.2166/wst.2009.040
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Prog. Energy Combust. Sci.* 34, 755–781. doi:10.1016/j.pecs.2008.06.002
- ASTM D5210-92, 2007. Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Presence of Municipal Sewage Sludge.
- Aznar, R.; Jimenez, F., 1993. Digestión anaerobia de efluentes agroindustriales I. *Tecnoambiente* 26, 85–92.
- Batstone, D., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., G Pavlostathis, S., Rozzi, A., T M Sanders, W., Siegrist, H., Vavilin, V., 2002. Anaerobic digestion model No 1 (ADM1), *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*.
- Benito Mora, C., 2017. Desarrollo de la tecnología BMP para ensayos de codigestión anaerobia, de residuos agroalimentarios con fangos mixtos de EDAR. Universidad de Sevilla.
- BOE 9 mayo 2008, 2008. Código de Residuos y Sustancias Peligrosas.
- Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., Sánchez, E., Martín, A., 2004. Assessment of kinetic parameters for the mesophilic anaerobic biodegradation of two-phase olive pomace. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 53, 71–78. doi:10.1016/j.ibiod.2003.10.002

- Buhr, H.O., Andrews, J.F., 1977. The thermophilic anaerobic digestion process. *Water Res.* 11, 129–143. doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90118-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90118-X)
- Campos, E.F., 2001. Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Monografías de actualidad*.
- Cazier, E.A., Trably, E., Steyer, J.P., Escudie, R., 2015. Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 190, 106–113. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.055>
- CEDEX, 2015. XXXIII Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Publicas, Madrid.
- Charles, W., Walker, L., Cord-Ruwisch, R., 2009. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 100, 2329–2335. doi:10.1016/j.biortech.2008.11.051
- Decisión comisión Europea, 2000. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 1 1999, 2000.
- Demharter, W. and Pfeiffer, W., 1988. Sewage sludge digestion and disinfection. A comparison of mesophilic and thermophilic processes, in: *Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion*. Bologna, Italy, pp. 699–702.
- Dhavises, G., Sriprasertsak, P., Tanaka, T., Taniguchi, M. and Oi, S., 1985. Mesophilic and thermophilic methane fermentation of agrowastes and grasses. *J. Ferment. Technol.* 63, 45–49.
- Díaz, J.M., Laó J. M., Estévez, F., 2009. Experiencias para la eliminación de lodos de depuración mediante la oxidación de agua en estado supercrítico, in: *XXIX Jornadas AEAS*. Gijón.
- Directiva 1999/31/CE, 1999. Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos. *D. Of. las Comunidades Eur.* L 182, 1–19.
- DOCE, 2018. Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos,. *D. Of. la Unión Eur.*
- DOCE, 1998. Directiva 98/15/CE de la Comisión de 27 de febrero de 1998 por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I L67/29-L67/30.
- DOCE, 1991. Directiva del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE). *Doce* 40–52.
- EEA, 2012. *Crear el futuro deseado [WWW Document]*. Agencia Eur. Medio Ambient.
- EIA, 2014. *Jornada Técnica. Evaluación de comparativas de Sistema Naturales de Alta Velocidad (SNAV) frente a sistemas de fango activo*. Escuela Internacional de Ingeniería del Agua de Andalucía.
- España, 2002. Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. *Boletín Of. del Estado* 6494–6515.

- Estévez, E., 2012. Generación de EE en procesos de codigestión en EDAR. Evaluación de comparativas de SNAV frente a sistemas de fango activo., in: Máster Propio En Ingeniería de Agua. Universidad de Sevilla.
- Estévez, F., 2010. Lodos de depuradoras de aguas residuales urbanas. Publicaciones Comunitarias.
- Estevez, F., Rodríguez, E., Reina, E., 2017. Activated Sludge Separation Problems: Theory, Control Measures, Practical Experiences, in: IWA Scientific Technical Report. IWA Publishing, London, p. Capítulo 6 “Experiences in the various Countries:
- Estévez, F., Toro, E., Díaz, J., 2017. Gestión de residuos en la EDAR: Nuevas posibilidades, in: XXXIV Congreso AEAS. Tarragona, España.
- Estévez, F., Toro, E., López, B., 2018. Codigestión en EDAR como ejemplo de economía circular, in: XXXV Congreso AEAS. Valencia.
- Estévez Pastor, F.S., Carpes Hortal, G., Borja Padilla, R., Raposo Bejines, F., Riaú Arenas, V., 2016. Procedimiento de pretratamiento de lodos activos procedentes de EDAR mediante radiación por microondas y posterior digestión anaerobia.
- Fannin, K.F., 1987. Anaerobic Digestion of Biomass: Start-up, Operation, Stability and Control.
- Fdz-Polanco, F., 1985. Performance of anaerobic expanded bed reactors treating municipal sewage. Elsevier. Appl. Sci. Pub. 464–468.
- Fdz-Polanco, F., Nieto, P., Pérez Elvira, S., van der Zee, F.P., Fdz-Polanco, M., García, P.A., 2005. Automated equipment for anaerobic sludge parameters determination. Water Sci. Technol. 52, 479 LP-485.
- Field, J., Sierra-Alvarez, R., Lettinga, G., 1988. Ensayos anaerobios, in: Proceedings of the 4th Symposium on Wastewater Anaerobic Treatment. Valladolid, pp. 52–81.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Antúnez, M., 1999. Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. Efecto del amonio.
- Gerardi, M.H., 2003. The Microbiology of Anaerobic Digesters, John Wiley. ed.
- Hashimoto, A.G., 1983. Conversion of straw-manure mixtures to methane at mesophilic and thermophilic temperatures. Biotechnol. Bioeng. 25, 185–200. doi:10.1002/bit.260250115
- Hayes, T., Theis, T.L., 1978. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion, Journal of the Water Pollution Control Federation.
- Hernández Muñoz, A., 1990. Depuración de Aguas Residuales, Colegio de. ed. Madrid.
- Işik, M., Sponza, D.T., 2005. Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater. Process Biochem. 40, 1189–1198. doi:10.1016/j.procbio.2004.04.014
- ISO 11734, 1995. Water quality -- Evaluation of the “ultimate” anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge -- Method by measurement of the biogas production.

- Iza, J., Palencia, J.I., fdz-polanco, F., 1990. Waste Water Management in a Sugar Beet Factory: A Case Study of Comparison between Anaerobic Technologies, Water Science and Technology. doi:10.2166/wst.1990.0074
- Jang, H.M., Hyun Kim, J., Ha, J., Park, J., 2014. Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestion of high-strength food wastewater, Bioresource technology. doi:10.1016/j.biortech.2014.02.028
- Kandler, O., 1983. Efficiency and stability of methane fermentation of wastes at mesophilic and thermophilic temperatures., in: CHEMTECH Symp. Recent Advances in Biotechnology. pp. 57–65.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 32, 297–336. doi:10.1080/10643380290813462
- Kulikowska., and K., 2008. The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition. Bioresour. Technol. 99, 5981–5985. doi:doi:10.1016/j.biortech.2007.10.015
- Lasheras, A., Sobrados, L., García, J., Gómez, J., 2012. Digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD). Ing. Civ. 168, 51–59.
- Lebrato, J., 1990. Obtención de biogás a partir de residuos urbanos orgánicos: experiencias en lecho fluidizado. Universidad de Sevilla.
- Lebrato, J., 1986. Obtención de Energía a partir de las aguas residuales de una Fábrica de Quesos. Tesina. Universidad de Sevilla.
- Lema, J.M.; Soto, M.; Méndez. R. and Blázquez, R., 1988. Comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating very high saline wastewaters., in: Comparison of Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Filters Treating Very High Saline Wastewaters. pp. 547–549.
- Luste, S., Luostarinen, S., 2009. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge - Effect of hygienization and organic loading rate, Bioresource technology. doi:10.1016/j.biortech.2009.10.071
- Marchaim, U., 1988. Thermophilic anaerobic digestion system for slaughter-house wastes: an economical and ecological solution, in: Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion,. Bologna, Italy, pp. 555–556.
- Metcalf, 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4^o. ed. McGraw-Hill, New York.
- Miron, Y., Zeeman, G., van Lier, J.B., Lettinga, G., 2000. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. Water Res. 34, 1705–1713. doi:https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00280-8
- Molino, A., Nanna, F., Ding, Y., Bikson, B., Braccio, G., 2013. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. Fuel 103, 1003–1009. doi:https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.07.070
- Montusiewicz, A., Lebioccka, M., 2011. Co-digestion of intermediate landfill leachate and sewage sludge as a method of leachate utilization. Bioresour. Technol. 102,

2563–2571. doi:10.1016/j.biortech.2010.11.105

- Morales, J.A., 2010. Estudio comparativo de diferentes tecnologías de higienización de lodos de depuradora con fines para su reutilización. Universidad Politécnica de Madrid.
- Nielfa, A., Cano, R., Vinot, M., Fernández, E., Fdz-Polanco, M., 2015. Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. *Process Saf. Environ. Prot.* 94, 180–187. doi:10.1016/J.PSEP.2015.02.002
- Ocaña, J., 2011. Biodigestor Anaerobio de Laboratorio. Universidad de Madrid.
- Ortega de Miguel, E., Ferrer Medina, Y., Salas, J., Aragón, C.A., Real Jiménez, Á., 2010. MANUAL PARA LA IMPLANTACIÓN DE SISTEMAS DE DEPURACIÓN EN PEQUEÑAS POBLACIONES.
- Ortega, N.M., 2006. Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process, in: Boca Raton. Florida.
- Pagga, U., Beimborn, D.B., 1993. Anaerobic biodegradation test for organic compounds. *Chemosphere* 27, 1499–1509. doi:10.1016/0045-6535(93)90244-Y
- Pastor, J., 2002. Vertederos controlados. Problemática de Lixiviados.
- Pavlostathis and Giraldo, 1991. Kinetics of anaerobic treatment: A Critical Review, *Critical Reviews in Environmental Control*. doi:10.1080/10643389109388424
- RD, 1998. Ministerio de medio ambiente 24166 34635–34636.
- RD, 1996. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas 12038–12041.
- RD, 1995. Royal Legislative Decree 11/1995 of December 28th, concerning wastewater treatment. *Off. Bull. Spain* 37517–37519.
- RD 1310/1990U MAPA, 1990. Real Decreto 1310/1990U - Utilización de los lodos de depuración. *Boe* 262, 32339–32340.
- Rintala, J., 1999. Comparative status of the Adopted, world-wide commercially available anaerobic technologies 4th, for biomethanation of pulp and paper mills effluents, in: *International Conference on Pulp and Paper Industry*. New Delhi India, pp. 519–540.
- Sanz, I., Fdz-Polanco, F., 1990. Low temperature treatment of municipal sewage in anaerobic fluidized bed reactors. *Water Res.* 24, 463–469. doi:10.1016/0043-1354(90)90230-4
- Shelton, D.R., Tiedje, J.M., 1984. General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Appl. Environ. Microbiol.* 47, 850–7.
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J.M., 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res.* 27, 1361–1376. doi:10.1016/0043-1354(93)90224-6
- Sriprasertsak, P.; Dhavises, G. and Oi, S., 1985. Mesophilic and thermophilic methane fermentations of slop waste. *J. Ferment. Technol* 63, 567–73.

- Stams, 1994. Stams AJM.. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. *Antonie Van Leeuwenhoek Int J Gen Mol Microbiol* 66: 271-294, Antonie van Leeuwenhoek. doi:10.1007/BF00871644
- UNE-EN ISO 50001:2011., 2011. UNE-EN ISO 50001:2011. Sistemas de gestión de la energía. Requisitos con orientación para su uso.
- UNE/ECE, 1990. Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context 1–24. doi:10.1017/CBO9780511494345.011
- Vicent. T., Paris, J.M., Lema, J.M. and Ibáñez, E., 1985. Thermophilic anaerobic treatment of an industrial wastewater: startup and stability studies. *Biotechnol. and Bioeng* 15, 599–609.

Anexo I Acrónimos

Anexo I. Acrónimos

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

ATAD: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion.

CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

DATA: Digestión Aerobia Termofílica Autosostenida.

FORSU: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos.

DQO: Demanda Química de Oxígeno

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

EDARI: Estación Depuradora de Aguas Residuales Industriales

HRT: Tiempo de Retención Hidráulico

IWA: International Water Association

OSCAR: Oxidación Supercrítica del Agua Residual

PP: Planta Piloto

PBM: Potencial Bioquímico de Metano

RPG: Rendimiento de Producción de Biogás

RNP: Residuos No Peligrosos

RP: Residuos Peligrosos

RSU: Residuos Sólidos Urbanos

ST: Sólidos Totales

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SV: Sólidos Volátiles

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

STP: condiciones estándar de temperatura y presión (0°C, 1 atm)

TR: Tiempo de Retención

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico

UE: Unión Europea

Anexo II Normativa

Anexo II Normativa

Directiva Europea 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.

Directiva 98/15/CE de la Comisión Europea.

Directiva 1999/31/CE, relativa al vertido de residuos.

Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.

Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.

Real Decreto 11/1995.

Decreto 509/1996.

La legislación vigente a nivel nacional en cuanto a lodos de depuradora se refiere es:

- Resolución de 14 de junio de 2001 de la Secretaria General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales Urbanas- EDAR (PNLD) (2001-2006)
- Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.
- Orden de 26 de octubre de 1993 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario por la que se dictan normas para los controles a realizar por las Comunidades Autónomas para el seguimiento de la utilización de los lodos en el sector agrario.

A nivel autonómico la normativa que regula la gestión de lodos de EDAR es:

- Orden del 22 de noviembre de 1993 por el que se desarrolla en el ámbito de la Comunidad Autónoma de Andalucía el RD 1310/1990 y orden de 26 de octubre de 1993 del MAPA sobre utilización de lodos en el sector agrario.
- Decreto 261/1998 de 15 de diciembre por el que se designan las zonas vulnerables por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma Andaluza.

En cuanto la normativa referente a gestión de residuos:

- Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Ley 7/2007 de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental.
- Decreto 73/2012 de 20 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía.
- Decreto 397/2010 de 2 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Residuos No Peligrosos de Andalucía 2010-2019.

En cuanto a subproductos animales se refiere (SANDACH):

- Reglamento (CE) 1069/2009
- Reglamento (UE)142/2011
- Decreto 68/2009
- Orden 21 de junio de 2012

Anexo III Planta Piloto 1 m³

Anexo III. Planta piloto de 1 m³

Planta Piloto PP3 (EDAR Tablada)

Los buenos resultados alcanzados por la PP1 (EDAR Copero), nos animaron a fabricar una segunda planta piloto PP3 en otra EDAR, con reactor de 1000 L de capacidad. Su diseño mejoraba la distribución e instrumentación de la PP1, y se instaló en la EDAR Tablada (EMASESA, Sevilla) en marzo de 2015.

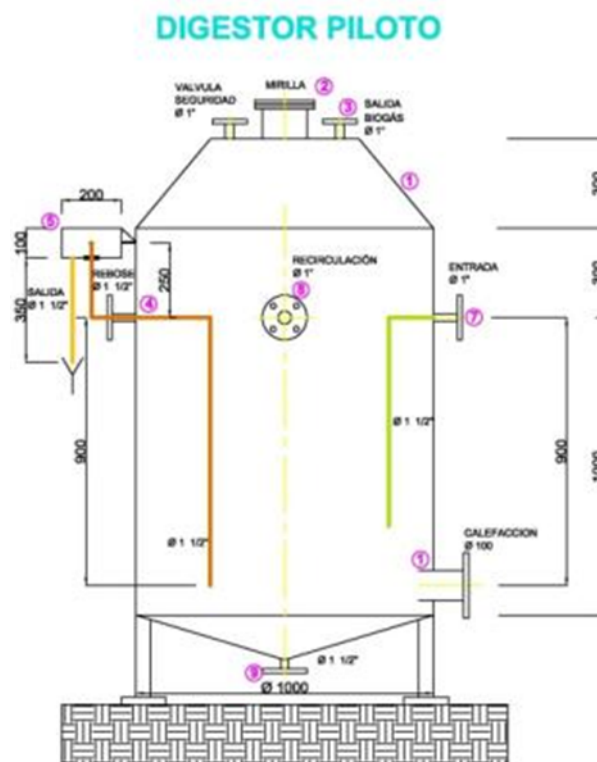


Ilustración 42. Esquema planta piloto PP3 (1000 L).



Ilustración 43. Instalación de la nueva planta piloto de 1000 L (PP3).

Se procedió a su puesta en marcha (al igual que la PP1) en una primera fase del 11 de mayo 2015 hasta el 5 de junio únicamente con fango mixto (fango primario espesado por gravedad y fango biológico espesado por flotación, en proporción aproximada 1:1), , y posteriormente se vació y renueva completamente el fango para proceder a probar los cosustratos.

A raíz de las primeras experiencias, en los primeros meses de funcionamiento, y como resultado de las primeras experiencias, se realizaron modificaciones en los sistemas de calefacción, aislamientos, bombeo de alimentación,...

Como resultado más aparente, se le colocó un aislamiento tipo poliuretano para evitar las pérdidas de calor, al estar totalmente expuesta al aire, y no ser suficiente con el aporte de calor realizado por las bandas calefactoras.



Ilustración 44. Planta piloto PP3, después de su aislamiento (junio 2015)

Los detalles de la PP3 (sistema de bombeo, calefacción, recirculación, medición de gas producido,...) se presentan a continuación.



Ilustración 45. Planta piloto 2. Entrada de fango (arriba) y de agua de calefacción (abajo).

Una vez instalada, los procedimientos fueron muy similares a los que se habían acordado para la PP1, si bien se intentaron solucionar los errores en los que se podía haber incurrido.

Los sustratos fueron prácticamente los mismos que los utilizados en la PP1.

Principales características de la PP3:

Depósito Digestor cilíndrico vertical con patas.

Capacidad aproximada: 1.000 Litros

Medidas: Altura cuerpo: 1.300 – Diámetro: 1.000 mm.

Espesor de chapa: 2 mm.

Material: Acero Inoxidable AISI 304.

Cono inferior y cono superior con bordes curvados para facilitar su limpieza

Camisa de calentamiento de 500 mm de ancho con aislamiento de lana de roca de 50 mm de espesor y chapa de recubrimiento soldada y pulida.



Ilustración 46. Detalle camisa calentamiento PP3.

Bomba para alimentación de fango: Bomba Mono, tipo CGG de 1", con motorreductor de 0,37kw/400v/3f/50Hz/Ip55 a 254rpm, velocidad fija, monobloc, con bancada, <150Cps / 120 litros/hora / 1 bar.

Bomba de recirculación de fango: Bomba Mono, gama dosificadora "G", tipo CGH de 1", con motorreductor de 0,37kw/400v/3f/50Hz/Ip55 a 390rpm, velocidad fija, monobloc, con bancada, < 150Cps / 500 litros/hora / 1 bar.



Ilustración 47. Bomba recirculación de fango.

Equipo para la medición de gas: contador de membrana Elster, modelo BK G4. Volumen cíclico de 1,2 litros o 2,0 litros, Rango 0,04-6 m³ / h. Rango de corrección TC -10 ° C a +40 ° C.

El sistema agitador/mezclador en tanque de alimentación previo al digestor: Mezclador con varilla de dotación de 120 mm y 1010 W de potencia. Velocidad 0-500 r.p.m. Volumen de la mezcla de hasta 40 L.

Puesta en servicio.

La puesta en servicio de la planta piloto PP3 tuvo dos fases: la inicial, donde se produjeron diferentes anomalías de funcionamiento –propias de toda puesta en marcha– y una segunda donde se consiguió el funcionamiento en régimen de digestión mesófila.

Fase 1.

Tras el llenado de la planta piloto con fecha 11/05/15, se procedió a un Período de control de pruebas hidráulicas, de temperatura (colocación del aislante térmico) y de control de generación de gas hasta el 20/05/15.



Ilustración 48. Planta piloto PP3, después de su aislamiento exterior

La dosis de alimentación de fangos mixtos a la planta piloto PP3 (muestras puntuales cada ocho horas) establecida ha sido desde el inicio de 33 L/día (en tres dosis de 11 L, una cada ocho horas) proporcional al bombeo normal de la digestión real de la EDAR.

Durante el Período del 20/05/15 al 05/06/15 se detectaron las siguientes incidencias de funcionamiento:

1.- Alimentación: aunque se definió un procedimiento para alimentar la planta piloto sin interferencias, utilizando únicamente una mezcla al 50% de fangos primarios y secundarios.

Las pruebas realizadas mediante incubación (baño termostático a 37 °C) en el laboratorio han puesto de manifiesto una situación anómala en el fango de la planta

piloto (04-5/06/15) que tras incubar 24 horas presenta una capa blanquecina en superficie no usual:

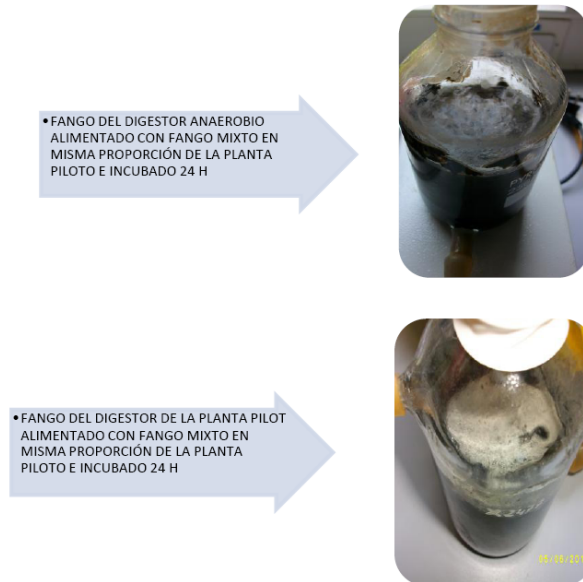
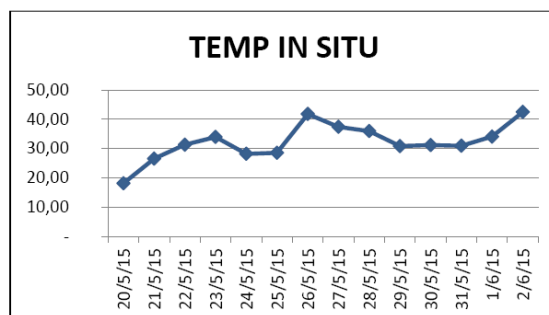


Ilustración 49. Fango digerido de la planta piloto y del digestor anaerobio real.

Tras este Período se ajusta el procedimiento de operación y toma de muestras y el parte de datos primarios de la PP3.

2.- Control de la temperatura: A lo largo de los cinco primeros días no se consigue, por diferentes incidencias en el funcionamiento, mantener una temperatura estable y cercana a los 37°C, a partir del día 25/5/15 se consigue un mínimo de 30°C con tendencia a 37°C.



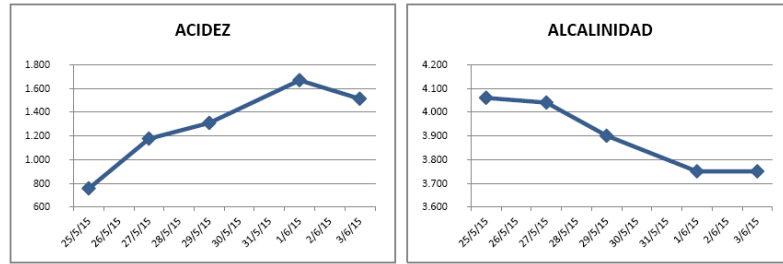
Gráfica 81. Temperatura en °C IN SITU.

3.- Generación de gas: El medidor instalado no ha detectado producción aceptable de gas.

En planta piloto PP3 se ha colocado la tubería de salida de gas sobre agua y se observa claramente el borboteo, por lo tanto se revisó el contador, realizando las siguientes actuaciones:

- Limpieza del contador y recolocación (estaba mal montado).
- Modificación de la válvula de seguridad para que sea visible una posible pérdida del sello de agua por sobrepresión.
- Detección de una fuga en la tubería de entrada de gas al contador que fue subsanada.

4.- La acidez y alcalinidad está descompensada (ratio a 05/06/15: Ac/Alc es de 0.4) y pH en descenso, por lo que se decide el vaciado y limpieza (05/06/15) y rellenado de la planta de nuevo (06/06/15).



Gráfica 82. Acidez y alcalinidad diarias

Los datos medios tanto de entrada como de salida durante este Período quedan recogidos en la siguiente tabla:

PROMEDIO ENTRADA			PROMEDIO SALIDA		
MS (%)	MV (%)	DQO FM (mg/L)	MS (%)	MV (%)	DQO Salida (mg/L)
3,27	78,81	59.910	1,68	63,73	23.675

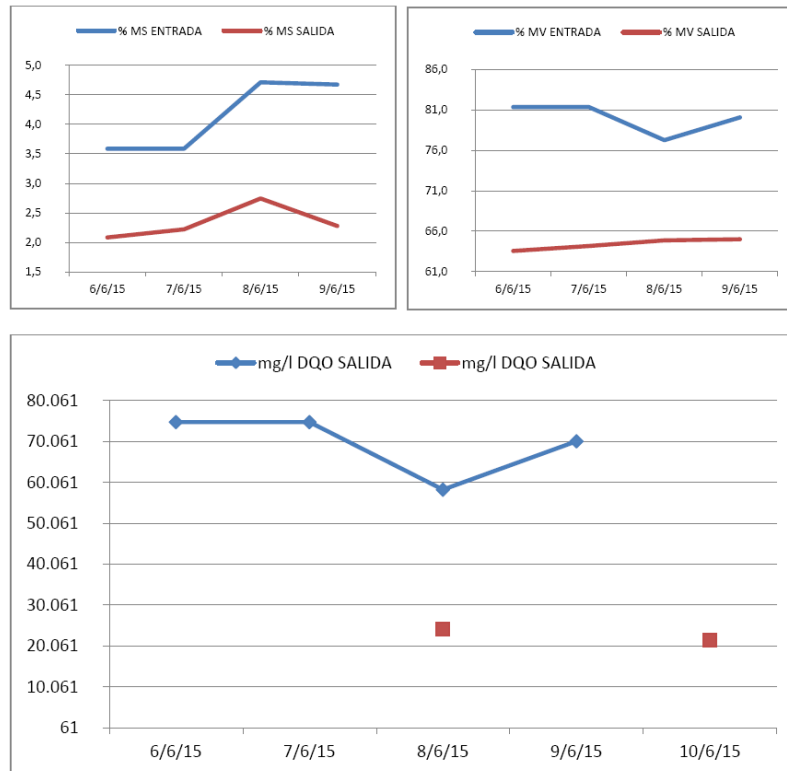
Tabla 81. Datos medios de entrada y salida.

Fase 2.

En esta nueva etapa se renueva completamente el fango de la planta piloto PP3 con fango de recirculación de digestión.

Teniendo en cuenta que desde que la planta se llenó de nuevo no se han descargado nuevos cosustratos en la EDAR, la alimentación se ha realizado directamente por toma de muestras por parte del personal de fangos mixtos, según procedimiento establecido.

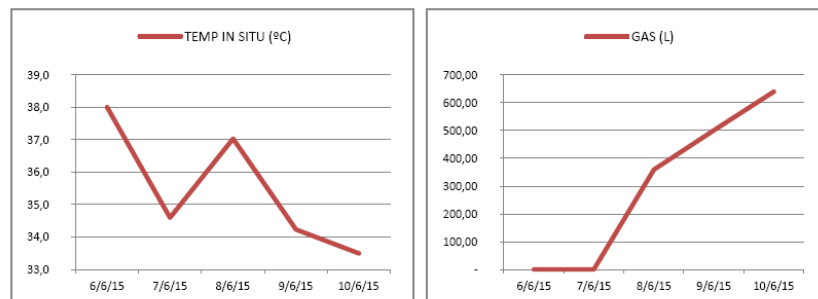
El seguimiento realizado sobre los parámetros de control de carga muestran los siguientes resultados:



Gráfica 83. Resultados de DQO, % MS y % MV

El promedio de pH de estos días está en 7.5 y relación Ac/Alc de 0.04 (162/3910).

La temperatura aunque ha sido algo oscilante debido a la puesta en servicio de modificaciones en el diseño de la piloto (bomba recirculadora y termo de agua caliente) se encuentra en el entorno de los 35° C y la generación de gas en ascenso.



Gráfica 84. Temperatura en °C y biogás generado.

Por último, cabe indicar que el control de la DQO centrifugada en el fango anaerobio de la planta piloto (1.730 mg/L) presenta valores similares a los de planta (1.810 mg/L).

La siguiente tabla recopila promedios operacionales:

PROMEDIO OPERACIONALES				
Kg ST/día	Kg SV/día	carga SV/m3/día	gDQO/día alimentados	Rendimiento (%)
1,547	1,217	36,9	2,119	52,0

Tabla 82. Promedios operacionales de la PP3.

Dado los resultados obtenidos (valores de control similares a los de la EDAR) el 15/06/15, se comienza a dosificar cosustrato en la PP2.

Se comienza a dosificar cosustrato aguas glicerosas, para evaluar su comportamiento.

Se comenzó con una fase experimental previa en planta piloto a escala de laboratorio, con aguas glicerosas incubando en baño termóstático y se comprobó que el parámetro más variable eran los sulfuros.

El trabajo de experimentación con los cosustratos, comenzó a mediados de 2013, en dos reactores piloto de laboratorio, conjuntamente con ensayos a escala de laboratorio.

Las primeras incorporaciones a escala real en la EDAR (en fase de pruebas) , en digestión anaeróbica mesófila de una EDAR, también se produjeron a finales de 2013, con los sustratos que han dado mejor resultado en PP3.

Anexo IV

Aplicación de la codigestión en pequeñas EDAR

Anexo IV. Aplicación de la codigestión en pequeñas EDAR

A continuación presentamos la idea de aplicar la codigestión a pequeñas EDAR, a aquellas que están por encima de los 40.000-60.000 h-e (unos 10.000-15.000 m³/d) de capacidad de diseño. Disponen de un tratamiento de fangos activos tipo carrusel o similar, y no disponen de digestión.

Los requerimientos de recuperación de energía o incluso de autosuficiencia, pueden aconsejar la realización de pequeños digestores, no mayores de 2.500 m³, con tiempo de retención superior a 23 días. Podría apoyarse con energías renovables (eólica, solar) y el biogás adicional por codigestión.

Los costes que deberíamos amortizar serían los de la instalación de digestión, los de recuperación de energía. A cambio se podría producir energía eléctrica adicional y calor, y dar paso al tratamiento de residuos agroalimentarios que, por su ubicación habitual en zonas rurales, podríamos tener en las cercanías, con el consiguiente beneficio medioambiental.

Además, al disponer de digestión, se podría disminuir la eliminación de volátiles en el tratamiento biológico con la consiguiente reducción en el aporte de aire en dicho tratamiento biológico, ahorrando energía eléctrica y costes de explotación, que contribuirían a la amortización más rápida de los costes de instalación.

Además, la codigestión permitiría obtener lodos deshidratados que han pasado por digestión anaerobia, con menor contenido en volátiles y mayor facilidad de aplicación agrícola.

Realizamos un somero estudio de costes y de producción de energía eléctrica por el tratamiento de residuos. Para una EDAR con tratamiento de biológico tipo Carrusel, de 41.000 h-e de diseño y 9.220 m³/d de capacidad de tratamiento (Estévez, 2012).

Esta presentación se realizó por primera vez en la “Jornada Técnica. Evaluación de comparativas de Sistema Naturales de Alta Velocidad (SNAV) frente a sistemas de fango activo”, celebrada el 10 de julio de 2014, organizado por la Escuela Internacional del Agua de Andalucía (EIA)(EIA, 2014).

Los datos de partida para la EDAR, son los siguientes:

Caudal tratado (m ³ /d):	5.497
Energía consumida (kWh/d):	2.502
%MS Espesador biológico:	2,2
%MV Espesador biológico:	72
Caudal espesador biológico (m ³ /d):	111

Suponiendo que la ratio de producción de biogás fuera 0.9-1,0 Nm³gas/kg MV y que la ratio 1 kg DQO/0,54 Nm³ gas y aproximadamente 2 kWh/Nm³gas, tendríamos la siguiente tabla:

	Actual	Autosuficiencia
111 m ³ /d x 22kg/m ³ x 72%		
Volátiles entrada DA (kg/d)	1.758	
1758 kgMV/d x (1-0,45)		
Volátiles salida DA (kg/d)	967	
Eliminación de volátiles (kg/d)	791	
Producción de gas (Nm ³ /d)	791	
Producción de EE (kWh/d)	1.582	
Defecto EE Producida (kWh/d)	920	
Defecto gas necesario (Nm ³ /d)		460
Defecto en kg DQO/d		851
Sustrato necesario en m ³		1,7
(*) En digestión anaerobia se supone una eliminación del 45% en volátiles.		

$$\frac{\text{Defecto gas necesario (Nm}^3\text{)}}{0,54 \text{ Nm}^3 \text{ gas kgDQO}} = \text{Defecto en kg DQO}$$

$$500\,000 \text{ mg/L de DQO} \approx 1 \text{ m}^3 \text{ de Sustrato}$$

2 kWh = 1 Nm³

Tabla 83. Cálculos para autosuficiencia (Estévez).

Según la tabla anterior, para la autosuficiencia de esta EDAR, necesitaríamos diariamente, además de la energía producida por la digestión, otros 920 kWh/d para la autosuficiencia, que a razón de 2 kWh/Nm³gas serían 460 Nm³/d o su equivalente, es decir 851 kg DQO/d.

Defecto gas necesario (Nm ³ /d)		450
Defecto en kg DQO/d		851
Sustrato necesario en m ³		1,7



Tipo de Sustratos	DQO aprox. (mg/L)	m ³ /d
Glicerinas	1.300.000	0,66
Productos alimenticios caducados	150.000	5,70
Lactosuero	140.000	6,10
Grasas animales	50.000	17,00
Aguas azucaradas	50.000	17,00
Aceites usados alimentación	30.000	28,40

Tabla 84. Sustratos, DQO y volumen necesario. (Estévez).

Los caudales de la Tabla 84, en m³/d en función de la DQO del sustrato, son los que necesitaríamos para la autosuficiencia energética.

Por último presentamos una somera aproximación a los costes y a su amortización:

Coste digester (t) 28 días (aprox. 3 100 m ³)	→	300 000 €
Coste instalación generación EE	→	300 000 €
Ahorro energético diario en kWh	→	2 502 kWh
Ahorro energético año en Euros	→	91 323 €
Amortización del digester	→	6,57 años

Tabla 85. Somero estudio de costes para autosuficiencia. (Estévez).

Como puede observarse, la amortización para instalaciones que deben estar en funcionamiento durante muchos años (no menos de 20), la inversión puede resultar rentable. Ello sin contar los ahorros de polielectrolito y de otros consumos energéticos (deshidratación, biológico,...) y el beneficio medioambiental (menor impacto de CO₂, gestión de residuos,...) mucho máspreciados y difíciles de evaluar.

